



EESTI MAAÜLIKOOL

Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Oliver Ventsel

**LÕHKEMATERJALI PLAHVATUSE MÕJU LÄÄNEMERE
KESKKONNASEISUNDILE**

**ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF UNDERWATER
EXPLOSION OF EXPLOSIVES IN THE BALTIC SEA**

Magistritöö

Loodusturismi õppekava

Juhendaja: Georg Martin, *PhD*

Tiiu Kull, *PhD*

Tartu 2020

Eesti Maaülikool Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Magistritöö lühikokkuvõte	
Autor: Oliver Ventsel		Õppekava: Loodusturism	
Pealkiri: Lõhkematerjali plahvatuse mõju Läänemere keskkonnaseisundile			
Lehekülgi: 101	Jooniseid: 24	Tabeleid: 7	Lisasid: 3
Osakond: Põllumajandus- ja keskkonnainstituut ETIS-e teadusvaldkond ja CERC S-i kood: B260 Hüdrobioloogia, mere-bioloogia, veeökoloogia, limnoloogia Juhendajad: juhtivteadur Georg Martin, professor Tiiu Kull Kaitsmiskoht ja –aasta: Tartu 2020			
<p>Läänemerele ja selle valgalale avaldab inimtegevus mitmeid erinevaid surveid, milleks on eutrofeerumine, ohtlikud ained, merepraht, veealune müra, merepõhja häiringud, kalade ülepüük ja võõrliikide lisandumine. Koosmõjus on survetegur märkimisväärselt suurem ning nende kogumõju piirkonnale ulatuslikum, kui survetegureid eraldi vaadeldes. Uurimistöös käsitletakse veealuse lõhkematerjali plahvatusega seotud survetegureid merekeskkonnale, milleks on plahvatuse füüsikaliste tegurite (lööklaine, müra) kõrval ka keemilised nagu ohtlikud ained ja lõhkematerjali plahvatusel vette eralduvad toiteained.</p> <p>Käesoleva uurimistöö eesmärgiks on kirjeldada veealuse lõhkematerjali plahvatuse mõju Läänemere ökosüsteemile ja välja töötada soovitusel selle mõju vähendamiseks. Töö eesmärkide saavutamiseks teostati vastava teadusliku kirjanduse analüüs ja viidi Eesti territoriaalvetes 2019 aastal läbi paikvaatlused, mõõtmised ja uuritava võrdlusmaterjali kogumine kahes erinevas piirkonnas Saaremaa lähisel ja Tallinna lahes. Uurimistöö teostamiseks olid kaasatud Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut ja Mereväe erinevad struktuuriüksused. Võrdlusmaterjalina kogutud veekeemia proovid analüüsiti Tartu Ülikooli Eesti mereinstituudi keemialaboris.</p> <p>Uurimistöö käigus õnnestus kirjeldada veealusel lõhkematerjali plahvatusel nii lühi- kui pikaajaline negatiivne mõju merekeskkonnale ja elusloodusele.</p> <p>Plahvatuse füüsikalised mõjutused avalduvad piirkonnale koheselt ja selle survetegurid on suhteliselt hästi hinnatavad. Lisaks eraldub plahvatusjärgselt veel mitmeid keemilisi</p>			

ühendeid, mis veekeskkonda pikemaajaliselt mõjutavad. Üheks suurimaks ainegrupiks on lämmastikuühendid, mis paralleelselt on ka Läänemere eutrofeerumise peamiseks algallikaks.

Uurimistööst saadud tulemused toetavad varasemaid samalaadseid uuringuid, mis on läbi viidud teiste riikide ja institutsioonide poolt. Teoreetilised käsitlused on tinglikult kattuvad ning kooskõlas üldiste arusaamadega keskkonnakaitse eesmärgipärasuses.

Käesolev uurimistöö annab indikatsiooni probleemi olemasolust valdkonnaga seotud institutsioonidele ning seeläbi võimaluse hinnata vajaminevate meetmete rakendamist negatiivsete mõjude minimeerimiseks. Saadud tulemusi saab kasutada Läänemere keskkonnaseisundi edasiseks detailsemaks analüüsiks.

Märksõnad: eutrofeerumine, lämmastik, lõhkeained, veealune plahvatus

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Master`s Thesis	
Author: Oliver Ventsel		Curriculum: Nature Tourism	
Title: Environmental consequences of underwater explosion of explosives in the Baltic Sea			
Pages: 101	Figures: 24	Tables: 7	Appendixes: 3
Department: Institute of Agricultural and Environmental Sciences Field of research and (CERC S) code: B260 Hydrobiology, marine biology, aquatic ecology, limnology Supervisors: Research prof. Georg Martin, prof. Tiit Kull Place and date: Tartu 2020			
<p>The human activity generates number of different pressures and impacts on the Baltic Sea and its catchment area, such as eutrophication, hazardous substances, marine litter, underwater noise, seabed disturbance, overfishing, and introduction of alien species. When combined, their influence is notably higher and their overall impact on the area is more extensive than when observed separately. The research paper examines the impact factors connected to the destruction of underwater explosives on the marine environment. In addition to the physical factors, like a shockwave and noise, there are also chemical ones, such as hazardous substances and nutrients, which are released into the water at the blast of the explosives.</p> <p>The aim of the current research paper is to describe the influence that blasting of explosives has on the ecosystem of the Baltic Sea and develop recommendations on minimising this impact.</p> <p>To attain the objectives of the thesis, corresponding scientific publications were analysed and on-site observations, measurements, and collection of research material for comparison were performed in the Estonian territorial waters in 2019 in two different areas: near Saaremaa and in the Bay of Tallinn. The Estonian Marine Institute of Tartu University and different subdivisions of the Navy were involved to conduct the research. The collected water chemistry samples as a material for comparison were analysed in the chemical laboratory of the Estonian Marine Institute of Tartu University.</p>			

In the course of the research, short-term and long-term negative influence of blasting underwater explosives on the marine environment and biota were described.

Physical effects of the explosion immediately manifest themselves in the area, and their impact factors are relatively well evaluated. In addition, after the explosion, several chemical compounds are also released, which can impact the aquatic environment for a long time. One of the largest substance groups is nitrogen compounds, which in parallel are also the main initial source of eutrophication of the Baltic sea.

The results obtained from the research support the similar studies conducted in the past by other countries and institutions. Theoretical studies notionally coincide and are in compliance with the general understandings in the purposefulness of environmental protection.

The present thesis gives an indication of the existing problem to the institutions connected with the field and thus an opportunity to evaluate the implementation of the necessary measures to minimise negative effects. The obtained results can be used in a further detailed analysis of the environmental status of the Baltic Sea.

Keywords: eutrophication, nitrogen, explosives, underwater explosion

SISUKORD

SISUKORD	6
KASUTATUD LÜHENDITE LOETELU	8
SISSEJUHATUS	9
1. TEOREETILINE ÜLEVAADE	13
1.1. Lõhkematerjali mõju mere ökosüsteemile	13
1.2. Lõhkamiste mõju	22
1.3. Läänemere keskkonnaseisund ja keskkonnaprobleemid	23
1.4. Eutrofeerumine	24
1.5. Läänemeres paiknevad ründemürgid ja keemiline lahingumoon	26
1.6. Merekeskkonna hapestumine	28
1.7. Vahetu mõju mereelustikule	28
1.8. Veealuste lõhkamistega seotud muudatused lõhkematerjali keemilises koostises ...	32
1.9. Lõhkeaineid iseloomustvad parameetrid ja lõhkeainete klassifikatsioon	33
1.10. Eesti mereväe kaardistused Läänemeres paiknevate lõhkekehade kohta	35
1.11. Lämmastiku eraldumine	37
2. MATERJAL JA METOODIKA	40
2.1. Uurimismeetod	40
2.2. Valim	41
2.3. Andmete kogumise ja töötlemise meetodid	45
3. TULEMUSED JA ARUTELU	47
3.1. Veealuse lõhkamise mõju merevee eutrofeerumisele	47
3.2. Veealuse lõhkamise mõju mereökosüsteemi komponentidele	52

3.3. Veealuse plahvatuse mõju tuvastamine veesamba füüsikalistele ja keemilistele parameetritele välitingimustes	54
3.3.1. Veesamba füüsikalised parameetrid	54
3.3.2. Veesamba keemilised parameetrid	55
4. ETTEPANEKUD	60
KOKKUVÕTE	61
KASUTATUD KIRJANDUS	63
SUMMARY	71
LISAD	74
Lisa 1. Laborianalüüside tulemused	75
Lisa 2. Paikvaatluste seireandmed	91
Lisa 3. Paikvaatluste joonised	95
Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendaja kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta	101

KASUTATUD LÜHENDITE LOETELU

DEK	Päästeameti demineerimiskeskus
EMI	Tartu Ülikooli Eesti mereinstituut
EMÜ	Eesti Maaülikool
DEMIS	Päästeameti demineerimiskeskuse andmestik
UXO	Unexploded ordnance / Lõhkemata lahingumoon
TNT	Trinitrotoluene / Trotüül
RDX	Cyclotrimethylenetrinitramine / Heksogeen
HMX	Tetramethylenettranitramine / Oktogeen
HELCOM	Helsinki Commission / Helsingi Komisjon
EOD	Plahvatusohtliku lahingumooni hävitamine
PETN	Pentaerythritol tetranitrate / Pentaerütritooltetranitraat
CWA	Chemical warfare agents / Keemilised ründemürgid
GPS	Global Positioning System / Globaalne positsioneerimissüsteem
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry / Rahvusvahelise Puhta Keemia ja Rakenduskeemia Liit

SISSEJUHATUS

Tänapäeval avaldab inimtegevus loodusele väga suurt mõju. Teadlikkus keskkonda mõjutavate tegurite osas [1] ei ole piisav, seda näitab ka 2018 aasta Eesti mereala keskkonnaseisundi aruanne [2].

Lisaks inimtekkelistele mõjudele põhjustavad keskkonnaseisundi muutusi ka ettenägematud loodusõnnetused. Eesti paikneb globaalsete loodusõnnetuste suhtes pigem soodsas piirkonnas, kuna peamiselt lõunapool aset leidvad looduskatastroofid meieni üldjuhul ei jõua. Eestis ei ole senini märkimisväärselt suuri looduskatastroofe esinenud. Samas ei saa tähelepanuta jätta, et ka siin suhteliselt turvalises piirkonnas on viimastel aastakümnetel toimunud selliseid muutuseid, mis Eestisse normaaltingimustes ei sobitu. Sügisesed üleujutused ja tugevad tormid on märksa tavapärasemad, kui tornaadod mida Kesk- ja Lõuna-Eestis nähtud on [3]. Suvine sinivetikate ehk tsüanobakterite [4] vohamine meres muutub üha loomulikumaks pärisosaks meie piirkonna kliimavööndis. Tegemist on probleemidega, millega peab ühiskond paratamatult arvestama ning olukordadega toimetulekuks või nende leevendamiseks vajaminevaid meetmeid rakendama.

See tähendab omakorda, et enam ei ole kõik loodusepoolt aset leidvad muutused meie ümber inimele iseenesest mõistetavad. Kõrvalekaldeid on toimunud ka varasemalt, kuid aina enam on loodus näitamas jõudu ning samas ka võimetust mõningate muutustega iseseisvalt toime tulla. Näiteks keemiliste ühendite ja saasteainete heitkoguste suurenemine [5].

Globaalse mastaabiga katastroofid on päevakorda tõstnud kahe väga erineva filosoofia ja põhimõttega maailma koostöö [6]. Selleks on tsiviil ehk humanitaartöötajad ja militaarpool ehk sõjaväelased, ning nende vaheline tulemuslik koostöö. Kahe erineva mõttemaailmaga osapoolle tõhusaks koostöömiseks on vaja nii siseriiklike- kui ka rahvusvahelisi regulatsioone, et tagada latus tsiviil-militaar koostöö. Raidma on toonud välja [6], et tsiviil- ja militaarkomponentide dialoog samuti koostöö hädaolukorra või kriisisituatsiooni lahendamisel, mis on vajalik humanitaarprintsipi kaitsmiseks ja edendamiseks on vajalik selleks, et ära hoida omavahelist võistlemist ning viia miinimumini konflikti võimalus. Eesmärk on jaotada ülesanded ja tegevused mis toetavad selgelt ühiseid eesmärke. Koostöö

erinevate osapoolte vahel on sellistes olukordades ainuvõimalik lahendus, mis tagab ka oodatud resultaadi.

Käesoleva uurimistöö jaoks läbi viidud praktiliste toimingute raames käsitletakse lühidalt Eesti tsiviil- ja militaar struktuuride omavahelist koostööd. Täpsemalt demineerimisvaldkonnaga tegelevate üksuste koostööd. Päästeameti demineerimiskeskus (edaspidi DEK), mis esindab valdkonna tsiviilpoolt ning Kaitseväe demineerimiskeskus ja Mereväe tuukrigrupp, mis esindavad militaarpoolt.

Eestis teostatakse maismaal peaaegu igapäevaselt mitmeid lõhkamistöid. Aastajaast tulenevalt ja piirkonniti on väljakutsete arv erinev. Näitena 2019 aastal oli DEK-se statistika põhjal kokku 1033 operatiiv väljakutset, mille käigus leiti 3406 lõhkekeha. See on keskmiselt 2,83 väljakutset ja 9,33 leitud lõhkekeha ühe päeva kohta.

Lõhkamisi tsiviilaladel, välja arvatud mäetööstuses kasutatavad alad, viivad läbi DEK demineerijad, kes järgivad oma tegevustes kõiki ohutusreegleid ning vajaminevaid regulatsioone sealhulgas ka keskkonkakaitselisi aspekte. Eestis paiknevatel militaaraladel teostavad lõhkamistöid sarnastel alustel Kaitseväe demineerijad. Mereväe tuukrigrupp tegeleb veealuste lõhkamistega, mis tähendab, et DEK-sel puudub otsene seos ja kokkupuude merel toimuvaga, kuna seaduse poolt määratud ülesanded ja nende piiritus on õiguslike regulatsioonidega sätestatud. Päästeseadusest tuleneb, et demineerimistöid teostatakse maismaal ja siseveekogudel [7]. Lahingumoonaga, mis leitakse Eesti territoriaalvetest tegeleb Merevägi.

Negatiivse mõjutegurina tuleb üsna tihti ette olukordi, kus leitud lõhkekehasid ei ole võimalik ohutult lõhkamiskohta transportida. Selle tulemusena tuleb lõhketöid teostada selle vahetus leiukohas. Selliste lõhkamistööde ohutuks teostamiseks võib tulenevalt leiukoha eripärast esile kerkida loendamatu hulk ettenägematuid lisaprobleeme. Kommunikatsioonitrassid samuti loodus- või muinsuskaitsealad on vaid üksikud näited võimalikest takistustest, millega tuleb demineerijatel operatiiv väljakutsetel lisaks ohu likvideerimisele paralleelselt tegeleda. Samuti tuleb ette situatsioone, kus leitud lõhkekehad on oma tüübilt või suurusest tulenevalt (näitena 500 kg lennukipomm) maismaal hävitamiseks liialt ohtlikud lõhkeaine suure koguse ja selle võimaliku keskkonnamõju poolest. Sellises olukorras on otstarbekas anda suurekaliibrilised lõhkekehad DEK-se poolt üle Mereväe tuukrigrupile, kes leiud ohutult avamerele transpordib seejärel need merepõhja vajaminevasse sügavusse paigutab ning veealuse kontrollitud lõhkamise teostab. Asutuste

vaheline koostöö tuleneb Mereväe peamistest ülesannetest, milleks on territoriaalvete kaitse ja miinitõrje [8]. Vaatamata sellele, et DEK-s ja Merevägi on kahe erineva ministeeriumi haldusala struktuuriüksused on koostöö hästi toimiv, ning õiguslike regulatsioonide erisused on lahendatud asutuste vaheliste koostöölepetega.

Kui maismaal on lõhkematerjali plahvatuselt tingitud mõjutegurid lihtsasti mõõdetavad ja visuaalselt hästi hinnatavad, siis merekeskkonnas läbiviidavad lõhkamised püstitavad mitmeid küsimusi, millele soovib autor käesolevas uurimistöös vastused saada. Uurimistöö fookus on suunatud Eesti territoriaalvetes lõhkematerjali plahvatustest põhjustatud keskkonnamõjude selgitamisele.

Magistritöö eesmärgiks on kirjeldada veealuse lõhkematerjali plahvatus mõju Läänemere ökosüsteemile ja välja töötada soovitused selle mõju vähendamiseks. Eesmärgi saavutamiseks on formuleeritud järgnevad uurimisküsimused:

- 1) Millised kirjeldatavad muutused toimuvad veesambas vahetult pärast lõhkematerjali plahvatust?
- 2) Kas lõhkematerjali plahvatuselt tingitud muutused merekeskkonnas on võrreldavad teistlaadsete merekeskkonna inimtekkeliste surveteguritega nagu on näiteks eutrofeerumine?

Töö koosneb kolmest peatükist, millest esimeses osas käsitletakse magistritöö teemaga seotud teoreetilisi aluseid. Teises kirjeldatakse uurimistöös kasutatavat metoodikat, ning töö kolmandas osas analüüsitakse saadud tulemusi.

Käesoleva magistritöö uudsus seisneb selles, et varasemalt ei ole autorile teadolevalt analoogseid uuringuid Eestis läbi viidud ja ka Läänemere piirkonnas on see teema leidnud väga piiratud käsitlemist.

Magistritööga tõstatab autor teema, milliste teguritega tuleb lisaks lõhkematerjali käitlemisele veealuseid lõhkamistöid tehes arvestada ja millele tähelepanu pöörata, et võimalikud negatiivsed keskkonnamõjud ja kahjud oleks minimiseeritud.

Magistritöö viidi läbi koostöös Tartu Ülikooli Eesti mereinstituudi merebioloogia osakonnaga. Merevee keemilised analüüsid teostati Eesti mereinstituudi vastavalt akrediteeritud keemialaboris EAK akretiteerimistunnistus nr [L179 \(30.01.2018\)](#).

Tänuavaldus

Töö autor tänab kõiki, kes uurimistöö koostamisel abiks olid. Suur tänu juhendaja Georg Martin`ile (EMI juhtivateadur) uurimistöö fookuses hoidmise eest ja juhendaja Tiiu Kull`ile (EMÜ professor) ülikooli poolse vormistusliku konsultatsiooni eest. Tänan välitöödele kaasa aidanud isikuid: Arno Põllumäe (EMI vanemteadur), Martin Teeveer (EMI koordinaator), Priit Kaasikmäe (vanemleitnant, Mereväe tuukrigrupi ülem). Tänan Tartu Ülikooli Eesti mereinstituuti ja Mereväge toetuse eest. Tänan lähedasi toetuse ja mõistva suhtumise eest.

1. TEOREETILINE ÜLEVAADE

1.1. Lõhkematerjali mõju mere ökosüsteemile

Veekogud ja sellega seonduv on inimkonnale suurt huvi ja väljakutseid pakkuv valdkond. Maa pinnast katab vesi 74% ning sellest omakorda 94% on ookeanides. Ülejäänud osa leidub mageveena maapinnal või maa sees, veeauruna õhus, kuid samuti ka vihma, lume ja jääna [9]. Tänu tehniliste võimaluste kiirele arengule ja täiustumisele on teadlased kaardistanud maailmameres hulgaliselt huvipakkuvat, kalaliikidest näiteks pimedas helendav hai või hiiglaslik päikesekala [10]. Tulenevalt veekogude mastaapsusest ollakse uuringutes siiski praktiliselt algstaadiumis. Nagu rahvusvahelistest teadusuuringutest on selgunud, siis maailmamere ja ookeanide põhjast on läbi uuritud vähem, kui 0,01% ja mõningatel hinnangutel võib ligikaudu 90% meredes elavaist liikidest olla teadusele veel täiesti teadmatud [11].

Nii teadustöös, kui ka paljudes teistes valdkondades kasutatavate tehniliste lahenduste algupäraste versioonide üheks suurimaks arendajaks ja finantseerijaks on läbi ajaloo olnud kaitsetööstused. Tänapäeval laialdaselt kasutuses olev GPS positsioneerimisseade [12] illustreerib seda väidet ilmekalt. Tsiviilkäibesse antud tehniliste arenduste positiivsele mõjule on olemas ka vastand, milleks on sõjategevus. Läbi erinevate ajastute on sõda jätnud endast maha hulgaliselt probleeme, mille likvideerimisega peab tänapäeva ühiskond tegelema. Eestis on käesoleval ajal nende tagajärgedega tegelemise suurimaks sisendiks lõhkemata lahingumoon, mis aina suuremates kogustes leidudena välja tuleb. Võiks arvata, et üle 20 aastase järjepideva demineerimistöö tulemusena peaks leitud lõhkekehade kogus aasta-aastalt vähenema, kuid reaalne olukord näitab pigem iga aastast leiukoguste stabiilsust või kasvutrendi. Lõhkekehade statistilise väärtuse kasvu üheks põhjuseks on kindlasti viimastel aastatel välja tulnud lõhkekehade suured leiukohad. Näitena 11.09.2018 aastal Tallinnas, Reidi tee ehitustöödel välja tulnud lahingu- ja laskemoon, kus leidude arv 2458 tk ületab suures ulatuses tavapärast [13]. Samuti aitab selle arvulise väärtuse kasvule kaasa DEK-se poolt läbi viidavad plaanilised tööd [14], kus kindlaksmääratud piirkonnas teostatakse mitmete päevade vältel laiaulatuslikud otsimised. Leitud lõhkekehad

markeeritakse, identifitseeritakse ja kaardistatakse ning alles viimases etapis neutraliseeritakse või hävitatakse.

DEMIS-e andmetel on 1992-2020 aastal DEK-sel olnud 18984 operatiiv väljakutset lahingumoonale ja lõhkematerjalile, mille käigus on kahjutuks tehtud 87003 plahvatusohtlikku lõhkekeha.

Lõhkemata ja leidudena välja tuleva lahingumoonaga saab jaotada kahte klaasi:

- 1) välja tulistatud/lastud lahingumoon, mis on andnud teadmata põhjusel mehaanilise tõrke;
- 2) välja tulistamata lahingumoon, mis on ladustatud, peidetud või lahingutegevuses maha jäetud.

Eestis puuduvad varasemad teadmised ja kogemus, mis käsitleks lõhkematerjali mõju veekeskkonnale [11]. On teadmata lahingumoonaga täpsed kogused, lõhkekehade tüübid ning leidude üldine seisukord. Böttcher on välja toonud [15], et ainuüksi Läänemeres on umbes 1,6 miljonit tonni lahingumoonaga. Tihti puudub ka teadmine kas keskkond, kus lõhkekeha paikneb on selle omadusi sellises ulatuses muutnud, et selle kohalt liigutamine võiks olla ohtlik. Kuigi enamasti looduslikest veekogudest leitud lõhkekehade paiknemine meres on samuti aeg-ajalt DEK operatiiv väljakutseid leidudele ka inimtekkelistest veekogudest. Proportsioonid maismaalt ja veekogudest leitud lahingumoonaga ei ole esimese kasuks käesoleval ajahetkel siiski võrreldavad. Kuid vaatamata sellele kuskohast leitud lõhkekehad pärinevad või paiknevad on nad jätkuvalt plahvatusohtlikud ja sellest tulenevalt ka ümbritsevale keskkonnale äärmiselt ohtlikud.

Lisaks veealusele lõhkematerjali käitlemisele peamiselt eesmärgiga hävitada leitud sõjajärgseid lõhkekehasid toimub merekeskkonnas pidevalt ka teistlaadseid toiminguid, mis põhjustavad ulatuslikke veekeskkonna häiringuid näiteks energiatootmine või loodusvarade kaevandamine [2]. Suuremahulised arendused ja projektid (Joonis 1) ning seeläbi nõudlus erinevate kommunikatsioonide järele kasvab pidevalt.

Reeglina teostatakse veealuste tehniliste projektide raames alati eelnevad uuringud, et veenduda ehitustegevuse ohutuses ja selle võimalikkuses. Uuringute esimeses etapis teostatakse merepõhja kaardistus sonaritega ning seejärel võimalike konventsionaalsete, kui ka keemiliste lõhkekehade otsimine planeeritavas ehituspiirkonnas [16].

Näitena 2019 aasta suvel teostati Baltic Connectori gaasitoru trassi rajamisel piirkonna uuringud ning samuti leitud lõhkekehade veealused hävitamised. Lõhkamistöid teostati ka kaevatavates lõikudes kivimite lõhkamiseks.



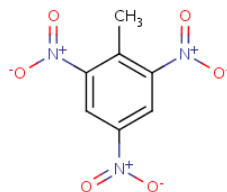
Joonis 1. Kontrollitud veealuse kaljupinnase lõhkamine (Allikas: [16])

Plahvatusohtlike lõhkekehade leidumine merekeskkonnas ei ole ainult Läänemeriikide probleem, vaid on laialdasememalt levinud kõigis piirkondades, kus sõjategevus on aset leidnud. Konventsionaalne lahingumoon (UXO) on vaatamata merevee mõjutustele raskesti lagunev produkt. Vaatamata sellele, et esimene maailmasõda algas enam, kui sada aastat tagasi 1914 aastal on kuni käesoleva ajani säilinud selgelt äratuntavate markeeringutega lahingumoonas ka Eesti territoriaalvetes [17].

Läänemerest leitud lahingumoonas on seni teadaolevalt enim kasutaud lõhkeaineteks:

TNT (Tabel 1) - mis on üks peamiseid lõhkeaineid nii sõjanduses, kui ka tsiviilkasutuses. Tegemist on väga stabiilse lõhkeainega mida saab kasutada ka äärmuslikes temperatuuri tingimustes. TNT ei reageeri metallidega ega lahustu vees. Lõhkeainet on võimalik kuumutada ja seejärel valada sobivasse lõhkekehasse. TNT on äärmiselt toksiline ning võib põhjustada mitmeid tervisehäireid näitena: kollatõbi, tsüanoos, kehvveresus [18].

Molekulivalem: $C_7H_5N_3O_6$



Struktuurivalem [19]:

IUPAC nimetus: 2,4,6-trinitrotolueen

Teised nimetused: 2,4,6-trinitrometüülbenseen; 2,4,6-nitrotoluool; trotüül.

Tabel 1. TNT füüsikalised ja keemilised omadused (autori koostatud)

Tunnus	Väärtus
<i>CAS registreerimisnumber</i> [20]	<i>118-96-7</i>
Molekulmass (g/mol) [20]	227,13
Lahustuvus vees temperatuuril 20 ⁰ C (mg/L) [20]	130
Oktanool-vesi jaotuskoefitsent (Log K _{ow}) [20]	1,6 (mõõdetud)
Aktiveerimisenergia (kcal/mol) [19]	34,18
Keemispunkt (°C) [20]	240 (plahvatab)
Sulamispunkt (°C) [20]	80,1
Aururõhk temperatuuril (20 ⁰ C mm/Hg) [20]	1,99 x 10 ⁻⁴
Erikaal [20]	1,654
Henry seaduse konstant (atm·m ³ /mol 20 ⁰ C) [20]	4,57 x 10 ⁻⁷

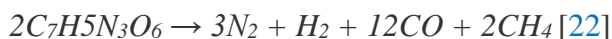
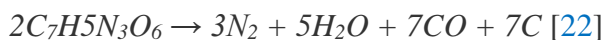
Märkused: g/mol – grammi mooli kohta; mg/L – milligrammi liitri kohta; °C – Celsiuse kraadi; mm/Hg – millimeetrit elavhõbedasammast; Log K_{ow} – oktanool-vesi jaotuskoefitsent; atm·m³/mol – atmosfäär - kuupmeetrit mooli kohta; kcal/mol – kilokalorid mooli kohta.

Ained, mis tekivad peale TNT plahvatust [21]:

- 1) süsinikdioksiid CO₂;
- 2) süsinikmonooksiid CO;
- 3) vesi H₂O;
- 4) lämmastik N₂;
- 5) süsinik C;
- 6) metaan CH₄;
- 7) vesinik H₂;

- 8) vesiniktsüaniid HCN;
- 9) erinevad lämmastikoksiidid N_xO_y .

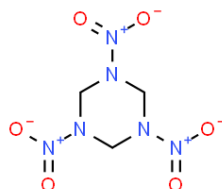
Sõltuvalt selles kuidas TNT on plahvatanud, kas on toimunud täielik põlemine või mitte ning kas on piisavalt hapnikku toimuvad erinevad reaktsioonid [21].



Reaktsiooni põhjal tekib 70,5% süsinikmonooksiidi, 3,7% süsinikdioksiidi, 1,7% vesinikku, 19,9% lämmastikku ja 4,2% süsinikku [21].

RDX (Tabel 2) – tuntakse mitmesuguste nimetuste järgi. Meil on enim levinud nimetuseks Heksogeen. RDX kasutatakse laialdaselt segatuna koos teiste lõhkeainetega, samuti koos plastifikaatoritega näitena U.S. sõjaväes kasutuses olev plastiit ehk plastne lõhkeaine C-4 [23].

Molekulivalem: $C_3H_6N_6O_6$



Struktuurivalem [23]:

IUPAC nimetus: 1,3,5-trinitro-1,3,5-triasinaan

Teised nimetused: tsüklotrimetüleentrinitramiin; 1,3,5-trintriiperhüdriid-1,3,5-triasiin; 1,3,5-trinitro-1,3,5,-triasatsükloheksaan; heksogeen; tsükloniit.

Tabel 2. RDX füüsikalised ja keemilised omadused (autori koostatud)

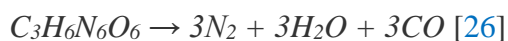
Tunnus	Väärtus
<i>CAS registreerimisnumber</i> [24]	<i>121-82-4</i>
Molekulmass (g/mol) [24]	222,26
Lahustuvus vees temperatuuril 25 ⁰ C (mg/L) [24]	59,7
Oktanool-vesi jaotuskoefitsent (Log K _{ow}) [24]	0,87
Aktiveerimisenergia (kcal/mol) [25]	45,2
Keemispunkt (°C) [24]	Laguneb
Sulamispunkt (°C) [24]	204 kuni 206
Aururõhk temperatuuril (20 ⁰ C mm/Hg) [24]	1,0 x 10 ⁻⁹ (ATSDR 2012); 4,0 x 10 ⁻⁹ (HSDB 2016)
Erikaal 20 ⁰ C juures [24]	1,82
Henry seaduse konstant (atm·m ³ /mol 25 ⁰ C) [24]	2,0 x 10 ⁻¹¹

Märkused: g/mol – grammi mooli kohta; mg/L – milligrammi liitri kohta; °C – Celsiuse kraadi; mm/Hg – millimeetrit elavhõbedasammast; Log K_{ow} – oktanool-vesi jaotuskoefitsent; atm·m³/mol – atmosfäär - kuupmeetrit mooli kohta; kcal/mol – kilokalorid mooli kohta.

Ained, mis tekivad peale plahvatust [21]:

- 1) lämmastik N₂;
- 2) süsinikdioksiid CO₂;
- 3) vesi H₂O;
- 4) süsinikmonooksiid CO;
- 5) lämmastikoksiid N_xO_y.

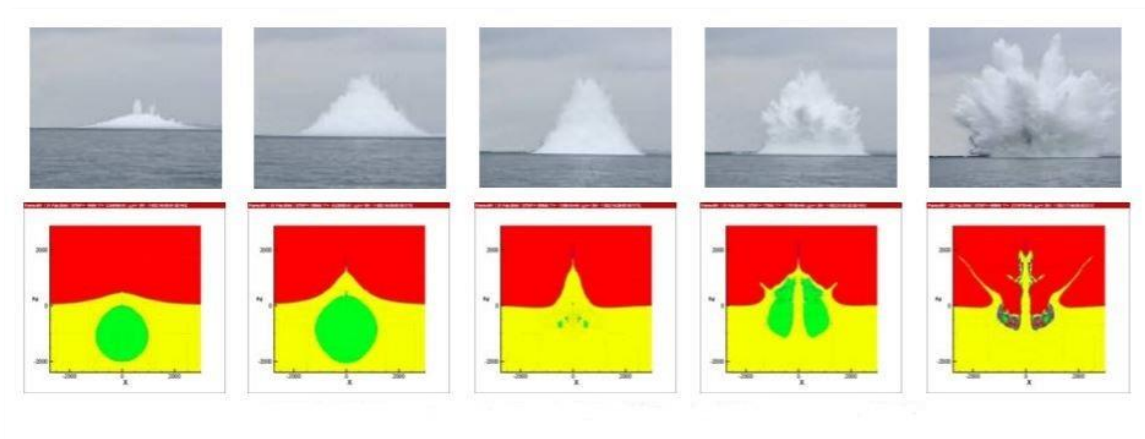
Sõltuvalt selles kuidas RDX on plahvatanud, kas on toimunud täielik põlemine või mitte ning kas on piisavalt hapnikku toimub järgmine reaktsioon [21].



Mõlema lõhkeaine TNT ja RDX plahvatusjärgne keemiline reaktsioon sõltub sellest millise hapnikubilansi juures on plahvatus toimunud. Sõltuvalt olukorrast võib tekkida erinev hulk gaase. RDX-il tekivad samad gaasid, mis TNT puhul. Üldiselt ollakse veendumusel, et lahustunud TNT on mereorganismidele toksilisem, kui RDX [15].

Suurim erinevus kahe lõhkeaine vahel seisneb selles, et RDX-i puhul tekib lämmastiku ühendeid rohkem, kuna antud lõhkeaine struktuuris on lämmastiku aatomeid rohkem. Vesiniktsüaniidi ja erinevaid lämmastikoksiide tekib tõenäoliselt väga väikeses koguses. [21]

Veealuseid lõhkematerjali plahvatusi ja sellega kaasnevaid keskkonna mõjusid pole seni teadaolevalt väga palju uuritud. Veealuseid lõhketöid teostatakse peamiselt küll leitud lõhkekehade hävitamiseks, kuid samuti ka mitmesugustel teistel eesmärkidel, milleks võivad olla kivimite purustamised, kui ka sadamate või kanalite süvendamine [27]. Erinevatest allikatest võib leida viiteid teadusuuringutele ja katsetustele (Joonis 2) veealuse detonatsiooni mõju ulatuse kohta. Veealuste lõhkamiste juures tuuakse välja kaks peamist negatiivset keskkonnamõju, milleks on maapinda ülekanduv vibratsioon ja vees sees leviv lööklaine [28]. Saadud info on vajalik nii meres paiknevate sildade, avamere tuuleparkide, kui ka sadamarajatiste insenertehnilise projektide planeerimisel. Samuti on lisaks veekogudes teostatud lõhkematerjali katsetustele viidud läbi ka mitmeid uuringuid lõhkekeha plahvatuse mõju kohta ümbritsevale keskkonnale. Saadud tulemustest selgub, et plahvatuse epitsentris ja hinnanguliselt 1000 meetri kaugusel on suurim hetkeline negatiivne mõju peamiselt mereelustikule [29].



Joonis 2. Veealuse lõhkematerjali plahvatuse pinnapealsed efektid, milleks on kavitatsiooni maksimaalne ja minimaalne faas ning selle radiaalne väljamurdumine (Allikas: [30])

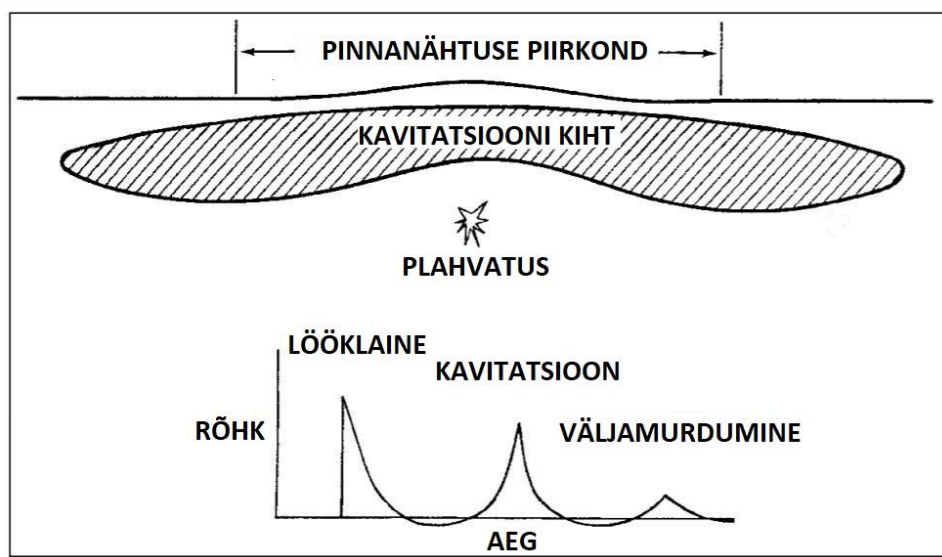
On uuritud lõhkekeha plahvatusest tingitud lööklaine mõju ulatust vees seda ümbritsevale õõnsale betoonsilindrilisele konstruktsioonile. Võrreldes seejuures kahes erinevas

keskkonnas läbiviidud plahvatusi samatüübiliste lõhkekehade [31]. Esimeses katsefaasis uuriti lööklaine ja lõhkekeha fragmentide mõju betoonsilindrilisele konstruktsioonile selliselt, kus betoonsilinder oli täidetud veega lõhkekeha paiknes selle sees. Teises katsefaasis viidi läbi sama simulatsioon ilma veeta. Kahjustuste ulatus betoonkonstruktsioonile oli mitmeid kordi suurem selliselt, kui betoonsilinder oli täidetud veega ja lõhkekeha paiknes selle sees. Isegi arvuliselt väga suure hulga metall fragmentide purustused olid ümbritsevale betoonkonstruktsioonile koondina kordades väiksemad, kui vees edasi kanduv lööklaine.

Vesi on oma tihedusest tulenevalt suurepärane laeng. Normaalingimustes on vee tihedus 1 g/cm^3 kohta, kuid see muutub vastavalt temperatuuri muutustele. Demineerimistööl on veelaengu kasutamine juba pikaajaline praktika, kuna veel on suletud keskkonnas ja piisava laengu olemasolul massiivne purustusvõime. Vee laialdaseks kasutamiseks erilaengutena on mitu soodustavat tegurit. Vesi on odav, lihtsasti kättesaadav ja ei nõua käitlemisel ega ka transpordil mingeid eritingimusi ega lubasid.

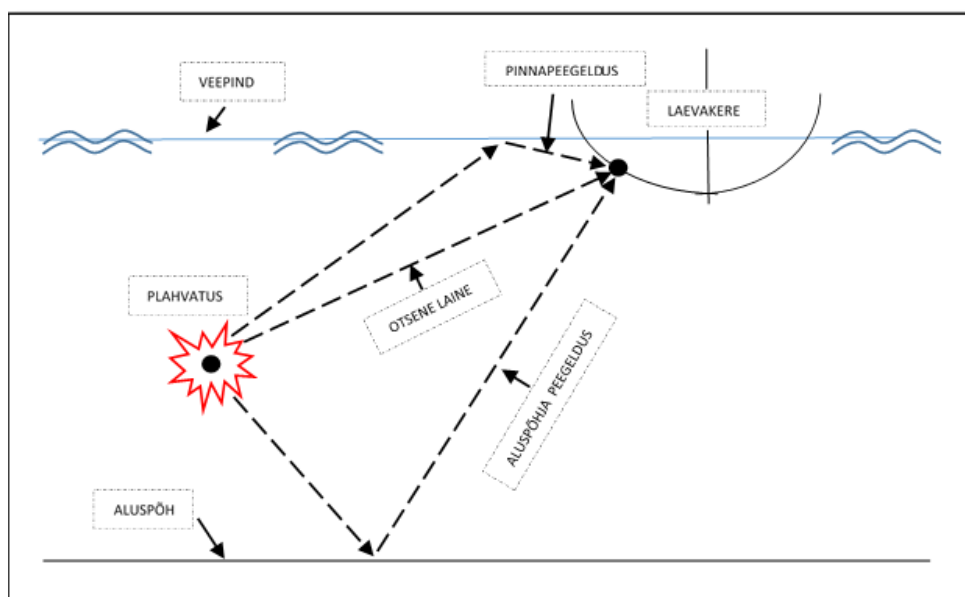
Põhjalikke analüüse ja arvutusi on tehtud ka detonatsiooni mõju kohta laevakere erinevate konstruktsioonide vastupidavusele. Võrreldes muutujaid, milleks on laengu suurus ja kaal ning selle paiknemine ja distantis objektini detonatsiooni hetkel [32]. Eesmärgiga saamaks teada, kui suur on tekkiv plahvatuskoormus ja kuidas see omakorda mõjutab katses osaleva objekti konstruktsioone. Selle käigus luuakse veealuste plahvatuste arvudelid, ning nende tulemusi võrreldakse vastavalt empiirilise valemi ja eksperimentaalsete andmetega kontrollimaks numbriliste väärtuste usaldusväärsust. Samalaadsete mõõtmiste tulemusena võib järeldada, et laevakere korpuse paksuse suurenemisega vähenevad lööklaine ülekandetegurid plahvatuslikult ja suurenevad jällegi lineaarselt koos detonatsiooni kaugusega olenemata sellest, kas korpuse välimine kest on kokku puutunud vee või õhuga [33].

Veealuse plahvatuse nähtusi on tavaliselt väga keeruline simuleerida (Joonis 3). Tuleb vaadelda nii plahvatusohtliku gaasi koostoimet ümbritseva veega, kui ka veealuse šoki levikut.



Joonis 3. Pinnakihi lahtise kavitatsiooni mõju ning selle füüsikalised protsessid (Allikas: [30])

Läbiviidud uuringu tulemused on näidanud, et veealuste lööklainete intensiivsuse erinevust mõjutavad enamasti lõhkeaine keemilised omadused [34]. Käsitleva temaatika komplitseeritusele vaatamata on veealuse plahvatuspeamised parameetrid, milleks on plahvatuselatus ja asukoht, siiski suhteliselt hästi tabatavad [35].



Joonis 4. Veealused lööklaine peegeldused (autori koostatud)

Muud tegurid nagu lööklaine levik, lööklaine ja struktuuri vastastikune mõju ja struktuurne reageerimine nõuavad usaldusväärsete ja kontrollitavate tulemuste saamiseks alati situatsioonide modelleerimist (Joonis 4). Modellatsioonide käigus valideeritakse kavandatav plahvatusmudel reeglina kirjanduses kättesaadavate katseandmete põhjal [36]. Lisaks erialasest kirjandusest kättesaadavatele katseandmetele on tänapäeval võimalus paralleelselt kasutada ka kõrgtehnoloogilisi mõõteseadmeid näiteks rõhuandurid signaalide mõõtmiseks või visuaalkuvandit toetavad laserimpulss kiirkaamerad, mis võimaldavad salvestatavate kaadrite arvu mitmekordistada ja selle tulemusena uuritavat detailsemalt analüüsida.

1.2. Lõhkamiste mõju

Plahvatuseks nimetatakse aine ülikiiret muutumist ühest olekust teise, millega kaasneb suure energiahulga vabanemine, temperatuuri järsk tõus ning lööklaine [37]. Lõhkeaine veealust detonatsiooni saab kõige paremini iseloomustada, kui eksotermiline keemiline reaktsioon, mis pärast initsieerimist on sisuliselt isemajandav.

Kuna kirjeldatavad muutused ja mõõdetav mõju peale veealust lõhkematerjali plahvatust on suures ulatuses teadmata, siis toob autor siinkohal paralleeli maismaal läbiviidavate lõhkamistöde osas. Lõhkamisteks on reeglina ettenähtud kindlaksmääratud lõhkamiskohad, et vältida laiaulatuslike kahjude tekkimist ümbritsevale keskkonnale.

Nendeks kahjudeks on:

- 1) mürareostus;
- 2) rõhumuutus ning selle positiivne ja negatiivne faas;
- 3) fragmentatsioon, ehk kildude laialipaiskumine peale lõhkekeha detonatsiooni või deflagratsiooni;
- 4) lööklaine;
- 5) vibratsioon;
- 6) plahvatusest tingitud temperatuuri järsk tõus ja lahtine tuli.

Sarnaselt veealuse lõhkematerjali plahvatusele on maismaal samuti üheks suurimaks kahju tekitavaks mõjuteguriks lööklaine levik ning selle võimalikud peegeldused pindadelt.

Tabelites 3 ja 4 on illustratiivse näitena välja toodud lõhkeaine TNT lööklaine mõju inimorganismile ilma fragmentatsiooni kahjudeta.

Tabel 3. Lööklainest tekkivad vigastused (kopsudele ja kõrvadele) ja hukkumine kaitseta isikule avatud alal erinevatel kaugustel (Allikas: DEK)

TNT	Kõrvad	Kopsud	Surm
0,5 kg	5 m	2 m	1,5 m
1 kg	6 m	3 m	2 m
2,5 kg	9 m	4 m	2,5 m
4,5 kg	11 m	5 m	3 m
7 kg	12 m	5,5 m	3,75 m

Tabel 4. Lööklainest tekkivad vigastused (kopsudele ja kõrvadele) ja hukkumine kaitseta isikule seina ääres erinevatel kaugustel (Allikas: DEK)

TNT	Kõrvad	Kopsud	Surm
0,5 kg	7,33 m	3 m	1,75 m
1 kg	9,5 m	3,75 m	2,5 m
2,5 kg	12,5 m	5 m	3,5 m
4,5 kg	15,75 m	6 m	4 m
7 kg	18,33 m	7 m	4,66 m

1.3. Läänemere keskkonnaseisund ja keskkonnaprobleemid

Mere ökosüsteemi funktsioneerimist mõjutavad mere erinevad füüsikalised ja keemilised omadused, milleks on merepõhja topograafia ja sügavus, vee soolsus, temperatuur, jääolud, vee läbipaistvus, hapnikusisaldus, hoovused, lainetus, süvaveekerge ja veetase [2]. Läänemeri on maailma mõistes üks enim inimtegevusest mõjutatud meresid. Läänemere veevahetus on aeglane ja iseeneslik toimetulek negatiivsete survetega ei ole piisavalt tulemuslik. Läänemere kaitseks teevad mitmed riigid omavahelist koostööd. Püstitatud

eesmärkide elluviimiseks on loodud Läänemere merekeskkonna kaitse komisjon HELCOM [38].

Läänemeri on üldiselt üks põhjalikumalt uuritud piirkondlike meresid üldse, mille keskkonna praegune olukord on hästi dokumenteeritud [39]. Eestis teostatakse merevee bioloogiliste, keemiliste ja füüsikaliste näitajate regulaarseid uuringuid Riikliku Keskkonnaseire programmi raames [40]. Mereseire tegevus on jagatud järgmisteks tegevusteks:

- 1) rannikumere seire (ökoloogilise seisundi ülevaateseire ja võõrliikide seire);
- 2) avamere seire (avamere sesoonne seire ja Ferrybox seire);
- 3) merekeskkonna ohtlike ainete seire (keemilise seisundi ülevaateseire);
- 4) mere kaugseire;
- 5) rannikumere ja mererannikute hüdro-morfoloogiline seire.

Riikliku keskkonnaseire ja muude andmeallikate alusel koostatakse perioodiliselt Eesti mereala seisundi ülevaadet [41], viimane selline [2] koostati 2019 aastal. Selle koondhinnangu järgi enamuse Merestrateegia Direktiivi merekeskkonna Hea Keskkonnaseisundi tunnustest (bioloogiline mitmekesisus, mereökosüsteem ja toiduvõrgud) ei saavuta lähiajal direktiiviga ette nähtud Hea Keskkonnaseisundi (HKS) taset. Tegemist on väga keeruliste tunnustega, mis sõltuvad paljude ökoloogiliste tegurite ja inimtegevuste koosmõjust. Kõige olulisemateks merekeskkonna seisundit mõjutavateks inimteguriteks määrati eutrofeerumine, saasteainete koormus, kalade väljapüük ning võõrliikide sissetoomine.

1.4. Eutrofeerumine

Toitainete üleküllus merekeskkonnas on tänapäeval üks suuremaid Läänemere keskkonnaprobleeme [42]. Merekeskkonnas on toitainete kuhjumine looduslikuks protsessiks, mis looduslikes tingimustes kulgeb väga aeglaselt. Inimtegevus kiirendab seda protsessi ja tekitab suurt survet Läänemere ökosüsteemile. Eutrofeerumine avaldub kõikides mereökosüsteemi komponentides alates planktonist kuni mereimetajateni välja. Eutrofeerumine kutsub esile rida nii positiivseid (näiteks planktonitoiduliste kalade biomassi

suurenemine ülevalpool halokliini), kui negatiivseid (vetikaõitsengute sagenemine, hapnikupuudus allpool halokliini, vee läbipaistvuse langemine jne.) nähtusi, mis kõik koosmõjus kõigutavad looduslikku tasakaalu ja muudavad Läänemere ökosüsteemi haavatavaks.

Kuna Läänemeri on oma asukoha (asub mandrilaval, ümbritsetud tööstuslikult arenenud riikidega) ja omaduste (pikk vee viibeaeg, piiratud veevahetus ookeaniga) tõttu just eutrofeerumisele väga vastuvõtlik on Läänemere äärsed riigid kokku leppinud inimtegevusest tuleneva surve vähendamises [43]. Vastavalt sellele kokkuleppele on riigid endale võtnud kohustuse vähendada Läänemerre sattuvate toitainete (lämmastiku ja fosforiühendid) hulka. Selleks on määratud riikidele lämmastiku ja fosfori merre heitmise kvoodid, mida viimati uuendati 2013 aastal (Tabel 5, HELCOM 2013). Kõik riigid üritavad sellest lähtuvalt piirata ja reguleerida merekeskkonda liigsete toitainete sattumist. Selle pärast arvestatakse ka näiteks keskkonnalubade väljaandmisel planeeritava tegevuse mõju just riigi territooriumilt lähtuvale toitainete koormusele.

Tabel 5. 2013 aastal HELCOM-is kokkulepitud riikide toitainete koormuste vähendamise eesmärgid tonnides (Country Allocated Reduction Targets (CARTs)). (Allikas: HELCOM)

Riik	Lämmastik	Fosfor
Taani	2890	38
Eesti	1800	320
Soome	2430 +600*	330 +26*
Saksamaa	7170 +500*	110 +60*
Läti	1670	220
Leedu	8970	1470
Poola	43610	7480
Venemaa	10380*	3790*
Rootsi	9240	530

Siiamaani on kõik inimtegevused, eriti mis on seotud toitainete merre sattumisega, reguleeritud ja merre sattuvate toitainete koguste üle peetakse arvet. Nii on iga väiksema süvendamine või kaadamine (mille puhul võib ka meresetetest vette leostuda sinna varasemalt ladestunud fosforiühendid) reguleeritud ja loastatud. Rääkimata otsestest

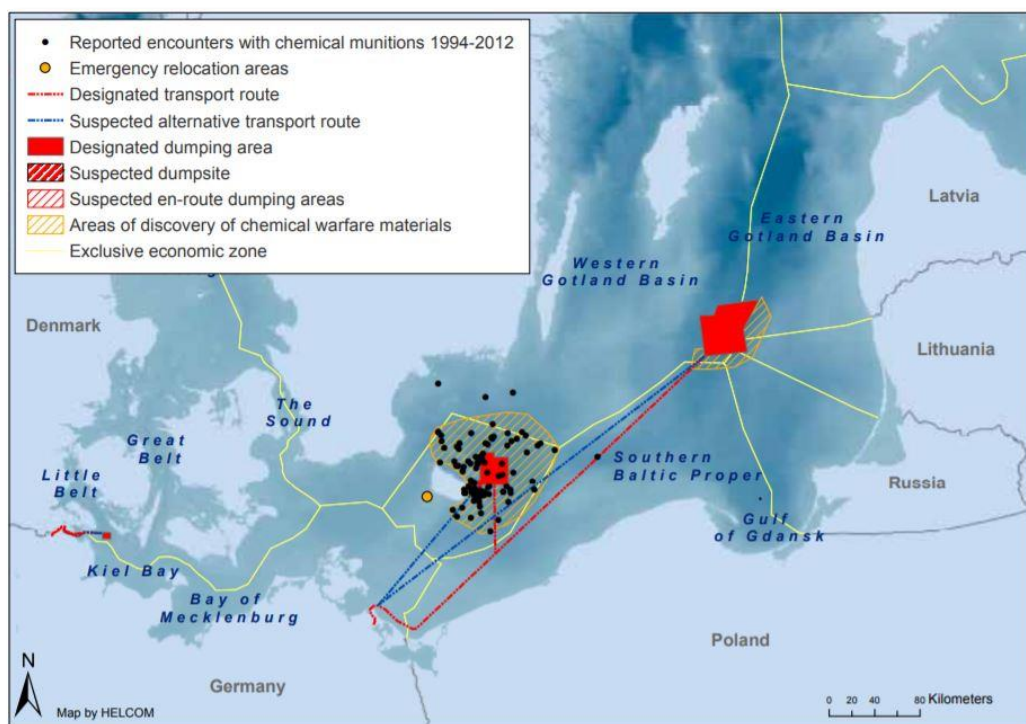
heidetest (reoveed jms). Ainuke merekeskkonda toitaineid lisav tegevus merel, mis tänapäeval ei kuulu keskkonnaloostamisele on lõhkamine.

Eesti mereala seisundi hinnangu järgi on eutrofeerumise survetegur nii Läänemeres tervikuna, kui Eesti merealal inimtegevuse tagajärjel maismaalt, eeskätt põllumajandusest pärinev liigne toitainete koormus. Hinnatakse, et põllumajandusest tulenev koormus jääb lähitulevikus samaks või arvestades põllumajanduse edendamise meetmeid, pigem kasvab. Seetõttu on eutrofeerumise pidurdamiseks vajalik rakendada meetmeid, mis on suunatud toitainete sissekande piiramisele maismaalt. Samas on oluliseks toitainete lisaallikaks veesambas ka merepõhja setetesse talletunud toitainete varud [44]. Merepõhjas toimuvaid lõhkamisi ei ole selles ülevaates märgitud arvestatava toitainete lisaallikana.

1.5. Läänemeres paiknevad ründemürgid ja keemiline lahingumoon

Sõjaajal ja selle järgselt Läänemerre uputatud ründemürgid ja keemiline lahingumoon on sarnane probleem, kui lõhkemata konventsionaalne lahingumoon. HELCOM-i ekspertrühm on koostanud ülevaatliku aruande [45], milles on käsitletud detailselt Läänemere piirkonda uputatud keemilise lahingumoon, ründemürkide ja nende konteinerite seisukorda (Joonis 5). Ka Lees [46] on toonud välja, et Läänemerre uputati peale Teist maailmasõda ligilähedaselt 50 000 tonni keemiarelvi, millest hinnanguliselt 15 000 tonni moodustasid keemiarelvades sisalduvad toksilised ained. See näitab, et varasemalt uuritud arhiivimaterjalid Läänemeres paiknevate toksiliste ainete mahu kohta on viimaste uuringute põhjal hinnatud ümber 2000 tonni ulatuses suuremaks.

Suuremad alad, kuhu keemiarelvi sõjajärgselt uputati on põhjalikult uuritud ning hästi kaardistatud.



Joonis 5. Keemilise lahingumoona ja ründemürkide paiknemine Läänemeres selle teadaolevates piirkondades. (Allikas: HELCOM) [45]. Märkused: Reported encounters with chemical munitions 1994-2012 – Registreeritud keemilise lahingumoona leiud 1994-2012; Emergency relocation areas – Vajadusel ümberpaigutusala; Designated transport route – Määratud transporditee; Suspected alternative transport route – Transporditee alternatiiv; Designated dumping area – Keemilise lahingumoona prügila; Suspected dumpsite – Arvatav keemilise lahingumoona prügila; Suspected en-route dumping areas – Arvatavad marsruudil olevad keemilise lahingumoona piirkonnad; Areas of discovery of chemical warfare materials – Keemilise lahingumoona avastuspiirkonnad; Exclusive economic zone – Majandusvöönd.

Kuid vaatamata detailsete andmete olemasolule on säilinud jätkuvalt oht ründemürkide ja keemilise lahingumoonaga kokkupuuteks. Merepõhja kasutamine majanduslikel eesmärkidel (ehitus, kalastus) võib-olla selle suurimaks kokkupuute kohaks [45]. Peamisteks riskipiirkondadeks on Läänemere lõuna- ja läänepoolsed alad.

Kui eutrofeerumise üks peamisi negatiivseid tegureid on hapnikupuudus, siis teistsugustes tingimustes võib vee hapnikusisalduse kasv vastupidise reaktsiooni esile kutsuda ja samuti negatiivse tegurina mõjuda. Läänemere Bronholmi piirkonnas kuhu on rohkelt keemilist lahingumoonu uputatud usutakse [47], et hapniku seisundi paranemine põhjavetes võib

suurendada põhjalähedaste kalaliikide kokkupuute riski võimaliku kahjuliku mõjuga, milleks on CWA olemasolu põhjasetetes.

1.6. Merekeskkonna hapestumine

Lisaks Läänemere ühele suurimale keskkonna probleemile eutrofeerumisele on aktuaalne teema ka ookeanide hapestumine. Tegemist on laiema probleemiga kogu maailmas ning selle kasvutempo Läänemeres pakub teadlastele üha suuremat kõneainet [48].

Merevee hapestumine on sisuliselt ookeanivee pH väärtuse muutus. Martini hinnangul [49] on protsess tingitud peamiselt fossiilsete kütuste põletamisest, mille tulemusena satub atmosfääri suurtes koguses süsihappegaasi ehk süsinikdioksiidi CO₂, mis ladestub ookeani. Süsihappegaas langetab ookeanide pH-d, mis teeb erinevate mereorganismide näiteks korallide ja koorikloomade eluks vajalike lubjakivikestade moodustamise raskemaks [50]. Riebesell toob välja [11], et ülemäärane hapestumine mõjutab kogu elustikku, mis on seotud aluselise kaltsiumiga. Näitena tigude koid, mis liigsest merevee hapestumisest tingituna muutuvad õhemaks ning seeläbi on teod saakloomadena haavatavamad.

1.7. Vahetu mõju mereelustikule

Varasemad Läänemere uuringud [51,52] on näidanud, et mitmesugustes setteproovides ja mereelustikus on lõhkematerjali jääke või nende kemikaali ühendeid leitud, kuid nende mõju elusorganismidele pole teada. Värskeim globaalne ülevaade tavarelvastuses kasutatavate lõhkeainete mõjust rannikumere ökosüsteemile on avaldatud 2018 aastal [15]. Ülevaates kirjeldatakse väga erinevate, tavalahingumoonaga seotud toksiliste ühendite levikut ja mõju rannikumere ökosüsteemile. Märgitakse, et kuigi tavaliselt on ökosüsteemis nende toksikantide kontsentratsioonide tase äärmiselt madal ja tavaolukorras peetakse selliste ainete seotud ökosüsteemi riski väga madalaks on ikkagi olemas uuringud, mis näitavad ka subletaalseid geneetilisi ja metaboolseid mõjusid rannikumere ökosüsteemi asukatele. Uuringutes läbiviidud keerukad keemilised analüüsid pakuvad küll olulist teavet

kemikaalide vabanemisest, hajumisest ning protsessidest, mis mõjutavad nende püsimist veesambas [53], kuid sellega kaasnev surve mereelustikule on üldiselt teadmata. Lõhkematerjalide ja nende looduskeskkonnas muundumise uuringud kujutavad endast olulist aspekti ohu hindamisel [54], peamiselt sellele millist mõju keemilised ühendid veekeskkonnale põhjustavad.

Eelpool nimetatud negatiivne surve ökosüsteemile on põhjustatud Läänemere erinevatesse piirkondadesse sõjategevuse käigus lastud ning hilisemalt sõjajärgselt uputatud lahingumoonast. Mõlemas nii Esimeses- kui Teises maailmasõjas peeti Läänemerel mastaapseid miinilahinguid peamiselt kahe suurriigi vahel, milleks Esimese maailmasõja ajal olid Saksa- ja Vene keisririigid ning Teise maailmasõja ajal Saksa ja Nõukogude Liidu Balti laevastik [55,56]. Teise maailmasõja Läänemere piirkonda puudutav teemakäsitlus ulatub tagasi aastasse 1945, kui Potsdami konverents otsustas likvideerida Saksamaa sõjapotentsiaali [57]. Läänemeres peetud miinisõdade pärand lõhkemata lahingumoonana näol on jätkuvalt probleemiks ka praegu 75 aastat hiljem.

Ohtlikud keemilised ühendid näiteks lõhkematerjal, kuid samuti ka erinevad pestitsiidid, kemikaalid ja muud reostusained võivad merekeskkonda sattuda reeglina, kas tahtlikult või juhuslikult. Siinkohal ei saa tähelepanuta jätta, et õhu, vee ja pinnase kaudu puutuvad ohtlikud ained kokku elusorganismidega nagu taimed ja loomad ning põhjustavad seeläbi ökosüsteemile soovimatut kahju [58].

Plahvatusohtlike materjalide leidumine meid ümbritsevas keskkonnas seal hulgas mereelustikus on probleemiks kogu maailmas. Varasemad uuringud [51] toovad välja, et mereelustikust võib leida hulgaliselt erinevaid toksilisi kemikaale.

Saksamaal on viidud läbi biomonitoring sinikarpidega (ld. *Mytilus edulis*) piirkonnas, kus sõjajärgset lõhkematerjali leidub veekogudes hulgaliselt. Uuringu ajaline määde oli 93 päeva, mille jooksul ja järgselt hinnati lõhkeainetest pärinevate kemikaalide esinemisulatust sinikarpide kudedes. Uuringu läbiviijate hinnangul on see esimene kord, kui on uuritud erinevate lõhkeainete, kuid peamiselt TNT kontsentratsiooni ulatust ja mõju sinikarpidele. Uuringu tulemustest sai kinnitust järgnev, et mürgised lõhkeaine kemikaalid ning selle metaboliidid kogunevad saastunud merealas mereelustikku või mere toiduahelasse ka ilma lõhkekeha detonatsioonita ning ohustavad seeläbi mere ökosfääri, kui ka inimeste tervist [59]. Sarnane uurimistöö on läbiviidud ka USA armeekorpuse teadus- ja arenduskeskuses kus analüüsiti lõhkeainete TNT, RDX ja HMX kemikaalide mõju Vahemere rannakarpidele

(ld. *Mytilus galloprovincialis*) [60]. Kemikaalide otsene negatiivne mõju rannakarpide kudedele sai ka selles uuringus kinnitust. Kuid samas viidati järgnevale, et negatiivne mõju toimub, vaid pideva kokkupuute tingimuste juures.

Samuti on uuritud lõhkematerjali veealuse plahvatuse mõju kaladele. Columbias mõõdeti kanali süvistustööde ja kivimite lõhkamise käigus plahvatuste mõju lõhelistele, kus sai kinnitust järgnev, et kaladele mõjusid vähem koormavana ja kahjustavana järjestikused viitega lõhkamised, kui eraldiseisvad lõhkamised [61]. Viivituse ajastusel oli oluline kasutegur ühe detonatsiooni võimes summutada osaliselt järgneva detonatsiooni poolt tekitatav ülerõhk. Tekkis mitmete plahvatuste jada ühekordse suure plahvatuse asemel, mis tekitas omakorda madalamaid mõõdetud tipurõhke.

Veealuse plahvatuse mõju selgroogsetele (kalad, imetajad, linnud) on kirjeldatud väga paljudes uuringutes näiteks [62-66]. Enamasti käsitletakse mõju täiskasvanud organismidele, samas on ka uuringuid, mis näitavad, et hoopis ulatuslikum mõju on nii lõöklainel, kui helilainel just larvi staadiumi organismidele [67,68]. Nendes uuringutes näidati, et kalalarvidele on plahvatusest tulenev lõöklaine letaalne ka suhteliselt suure vahemaa tagant.

Popper ja Hastings on oma varasemas uurimistöös [69] osutanud järgnevale, et seniajani ei ole piisavalt hästi teda inimtekkeliste helide mõju kaladele. Nendeks heli põhjustajateks võivad olla veealused kaevetööd, puurimised, lõhkamised jms. Sama küsimus püstitub tegelikult ka käesoleva uurimistöös kontekstis, et kui suures ulatuses võib veealuse plahvatuse poolt tekitatav mürareostus lisaks muudele teguritele kalade elukvaliteeti mõjutada? Selleks tuleks viia läbi spetsiaalsed uuringud nii suletud tingimustes, milleks võib olla näiteks veealune puur, kui ka tavapärastes looduslikes tingimustes, sest kalade reageerimis- ja ujumiskiirusele võib tehispiire tahtmatud piirangud seada [69]. Sarnaseid andmeid on kogutud ka merikilpkonnade kohta, kuna veealuste plahvatuste mõju on selle liigi osas samuti uurimata [63].

On näidatud, et mereimetajatele mõjub veealustest plahvatustest tulenev müra ka subletaalsel tasemel. On kirjeldatud väiksemate pringli populatsioonide käitumuslikud muutused, mis olid tingitud just II maailmasõja aegsete lennukipommide kahjutuks tegemisel tekkinud plahvatuse mürast [70,71]. Kahjustuse ulatus sõltus pringlite migratsiooniharjumustest. Uuringus hinnati, et kuni 10% Põhjamere pringlipopulatsioonist

sai ajutise kuulmiskahjustuse ja kuni 0,5% püsiva kuulmiskahjustuse just veealuste lõhkamiste tõttu.

Veealuste lõhkamiste mõju mere töönduslikele liikidele, sealhulgas nii selgroogsetele, kui selgrootutele, on hinnatud juba üsna varakult (näiteks Cronin) [72]. Märgitud on, et veealused lõhkamised võivad mõjutada töönduslike liikide saagikust läbi mitme bioloogilise ja ka füüsilise protsessi. Märgitakse, et korduv veealuste lõhkamiste läbiviimine kindlas asukohas vähendab piirkonnast saadavaid kalasaake. Põhjuseks on nii kalade migreerimisteede muutumine, paiksete saakloomade hävimine ja seeläbi toiduahelate häirimine, kui ka elupaiga häirimine. Kusjuures on märgitud ära ka oluline mõju merepõhja selgrootutele. Üldiselt on müra (nii pideva, kui impulssmüra) mõju mere selgrootutele kirjeldatud väga laial skaalal alates neutraalsest kuni letaalseni [68].

Läänemere idaosas on varasemalt hinnatud merepõhjas toimunud sõjaaegsete lõhkekehade kahjutuks tegemisel tekkivat veealust impulssmüra taset ja selle potentsiaalset mõju mereelustikule Leedu vetes 2013 aastal läbiviidud õppuste Open Spirit raames. Siis mõõdeti lõhkelaengute tekitatud müra energia tasemeks kuni 190 dB ja lööklaine tugevuseks kuni 276 dB [73].

Veealuste lõhkamiste mõjude tasandamise meetmed on enamasti sihitud just lõhkamistest tekkiva lööklaine ja müraimpulsile. 1998 aastal USA-s koostatud ülevaates [74] võimalike meetmete osas just veealuste lõhkamiste läbiviimisel jaotati kõik kasutuses olevad meetmed kolme rühma:

- 1) lõhkeaine koostisel ja lõhkekeha konstruktsioonil põhinevad mõju tasandamise meetmed;
- 2) potentsiaalse mõju vähendamine lähtuvalt mõjutatavatest bioloogilistest objektidest;
- 3) füüsiliste meetmete kasutamine (mullikardinad, mehaanilised barjäärid jne.) mõju tasandamiseks.

Hilisemas artiklis [65] soovitatakse üldse, võimalusel, veealustest lõhkamistest loobuda, kuna keskkonnamõjud on veealuses keskkonnas suuremad, kui maismaal. Kui aga veealune lõhkamine on möödapääsmatu, soovitatakse kasutada erinevaid ohutus ja keskkonnameetmeid („mullikardinad“, peletid, visuaalset ja akustilist elustiku seiret, sesoonset ja ruumilist planeerimist). Samas tõdetakse, et leevendusmeetmete efektiivsus on väga erinev. Hävitatavate lõhkekehade jagamist väiksemateks lõhkamisteks ei soovitata just eelkõige plahvatuses tulenevate toksiliste ainete leviku tõttu. Soovitatakse iga lõhkamise

jaoks eraldi leevendusmeetmete kava koostamist, mis arvestaks nii lõhkeaine iseloomu ja kogusega, aga ka potentsiaalselt mõjutatud ökosüsteemi komponentidega.

Selliselt nagu teaduskirjandus on temaatikat siiani käsitlenud võib suure tõenäosusega kinnitada, et lõhkematerjali veealusel plahvatusel on sealsetele elusorganismidele laiaulatuslik negatiivne mõju. Selleks mõjuks võib olla mürareostus, lokaalne temperatuuri järsk tõus või peamised tegurid, milleks on ülerõhk ja lööklaine. Kalade suremuse põhjustab peamiselt lööklaine, mis rebestab ujupõie ja põhjustab teistele siseorganitele laiaulatuslike vigastusi [67]. Lõhkematerjali veealune plahvatus toimub sisuliselt samadel füüsikalistel alustel nagu maapinnal, kuid selle peamine erinevus seisneb selles, et ümbritsev keskkond ehk vesi on kaalult kordades raskem, kui õhk.

1.8. Veealuste lõhkamistega seotud muudatused lõhkematerjali keemilises koostises

Lõhkeainete leidmisel looduslikest vesikeskkondadest piirdub nende mõjutus tavaliselt esmapilgul, vaid jäljetasemega [75,76]. Näitena tööstuslikult sõjaliseks otstarbeks valmistatud lõhkeaine RDX on oma omadustelt selline, et asetades selle merevette ei toimu väliselt selle struktuuris mingeid muutusi. Lõhkeaine ei lahustu, ega pehmine samuti ei muuda kuju, ega värvi. Mis tähendab, et sisuliselt puudub täna demineerijatel teave, kas lõhkeaine pikaajalises kokkupuutes mereveega on oma omadustelt muutunud või mitte. Kas lõhkeaine keemiline kooslus on muutunud tundlikumaks ning seeläbi ohtlikumaks või on vastupidiselt oma omadustelt plahvatusvõimet kaotanud?

Selleks, et merekeskkonnast leitud lõhkeainet tulemuslikult analüüsida tuleb arvestada lisaks mitmete kahjulike elementidega, mis omavad uuritava materjaliga kokkupuudet. Nendeks on soolsus, UV kiirgus, keskkonnas oldud aeg ning proovimaterjali ja analüüsi vaheline aeg. [77]

Varasemalt läbiviidud uuringu [77] käigus on püstitatud küsimus, kas merevee soolsus ja UV kiirgus ning ajaline faktor muudavad uuritavate lõhkeainete TNT ja RDX parameetreid või mitte? Katsed viidi läbi laboratoorsetes tingimustes, kus lõhkematerjali hoiustati nii plastanumates, kui ka läbipaistvates klaas anumates. Plastanumad hoiustati suletud

laborikappides ja klaasanumad paigutati UV kiirguse kätte. Uuringu tulemusena selgus, et soolsus isegi tingimusel, kui see on mitmekordselt üle ookeanivee kontsentratsiooni ei mõjutanud uuritavate lõhkeainete omadusi olulisel määral. Kui, aga uuritavale objektile lisati komponendina juurde UV kiirgus, siis hakkas lagunemise protsess toimuma väga kiiresti. Mõistmaks kuidas UV kiirgus mõjuallikana muudab lõhkeaine molekulide stabiilsust on vaja teha täiendavaid uurimistöid saamaks teada millised ioonid on uuritavas objektis UV kiirguse katse käigus tuvastatud [77].

UV kiirgusel on antud kontekstis lisaks lõhkeaine struktuuri keemilise mõjutusele ka mitmeid teisi negatiivseid omadusi näiteks mõjud elusloodusele. Juba varasemast ajast on teada, et kui maal puuduks atmosfääris osoon, siis jõuaks osa UV kiirgust maapinnani, ning elu maismaal oleks teistsugune või puuduks üldse [78]. Osoonikiht toimib filtrina ja loob maa atmosfääris meile kaitsva kilbi.

1.9. Lõhkeaineid iseloomustvad parameetrid ja lõhkeainete klassifikatsioon

Lõhkeaineiks nimetatakse keemilist ühendit või ühendite mehaanilist segu (energeetiline materjal), mis soojuse, surve, löögi hõõrdumise, sädeme, leegi või keemilise reaktsiooni mõjul ülikiiresti laguneb ja tekib plahvatus [79]. Teisisõnu lõhkeaineiks on aine, mis mingi algimpulsi mõjul plahvatab. Selleks, et materjali saaks klassifitseerida plahvatusohtlikuks peaks see vastama eri kriteeriumidele, mis hõlmavad oksüdeerija ja kütuse olemasolu selle keemilises koostises ehk teisisõnu lõhkeaines peab olema põlemiseks vajalik kütus ja sünteesi toetamiseks oksüdeerija.

Lõhkematerjali jaotatakse selle keemiliste omaduste järgi lõhkeaineteks ja pürotehnilisteks segudeks [80]. Laaneti [80] sõnul seisneb peamine erinevus selles, et lõhkeaine on üks keemiline ühend, milles kõik reaktsiooniks vajalikud komponendid on samas molekulis. Pürotehniline segu on vähemalt kahe erineva keemilise ühendi mehaaniline segu.

Lõhkeainete käitlemisel on oluline teha vahet kahel mõistel, milleks on detonatsioon ja deflagratsioon. Detonatsioon on väga kiire, kuni 9000 m/s eksotermiliste protsesside levimine lõhkeaines, ning see toimub brisantsete lõhkeainetega. Deflagratsioon ehk

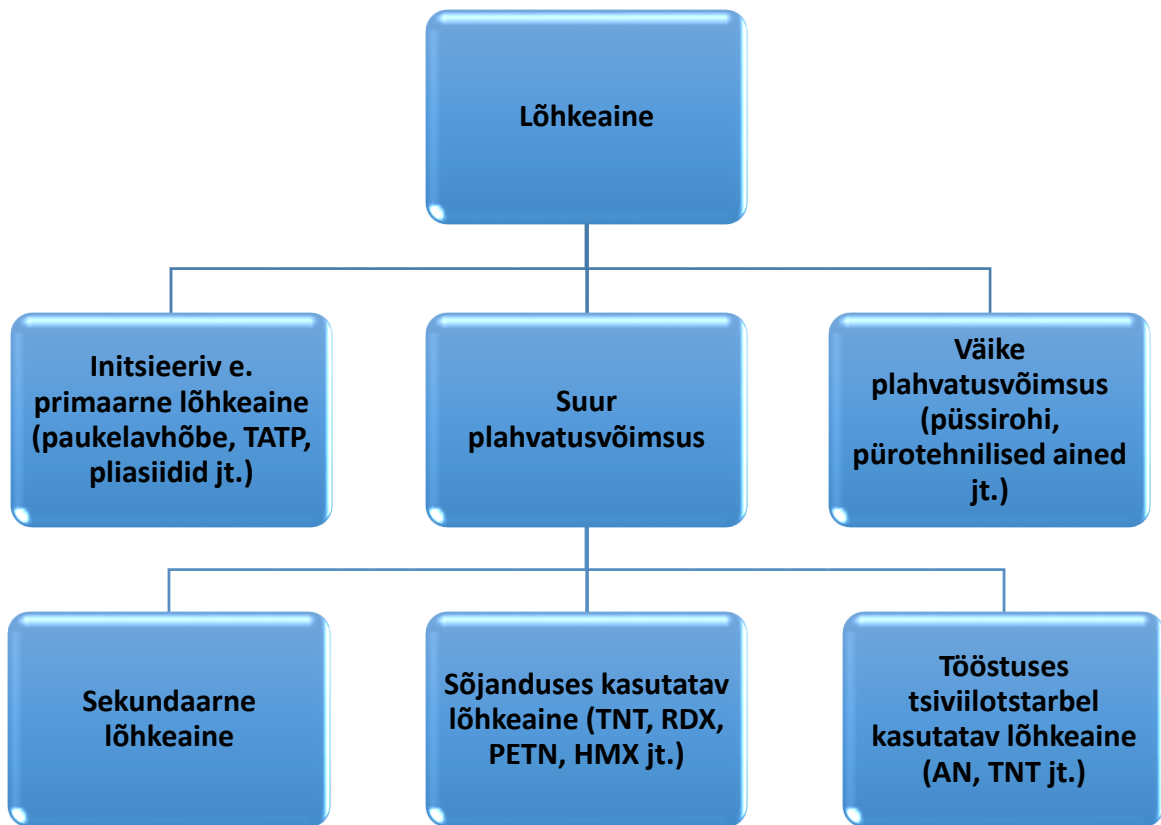
plahvatuspõlemine on iseloomulik peamiselt paiske lõhkeainetele, milleks on püssirohi. Deflagratsioonil liigub põlemistsoon lõhkeaines kiirusega 400-1000 m/s.

Lõhkeaine põhiparameetriteks peetakse selle hapnikubilanssi, plahvatusenergiat, plahvatusgaaside mahtu, plahvatuse temperatuuri ja rõhku, lõhkeaine töövõimet, brisantsust, tundlikkust, detonatsioonikiirust ja tihedust. Nendest nelja esimest hapnikubilanssi, plahvatussoojust ning plahvatusgaaside mahtu ja temperatuuri võib leida arvutuslikult plahvatusreaktsioonide järgi, ülejäänud suurused, aga määratakse reeglina katseliselt. [79]

Lõhkeaine hapnikubilanss. Maksimaalse plahvatusmõju saavutamiseks ühinevad plahvatusreaktsiooni käigus lõhkeaine põlevelemendid selle hapnikuga. Lõhkeaine hapnikubilanss on kas positiivne, negatiivne või tasakaalustatud. Tasakaalustatud hapnikubilansi puhul on lõhkeaine hapnikusisaldus küllaldane kõigi põlevelementide täielikuks oksüdeerimiseks [79]. Positiivse hapnikubilansiga lõhkeaines on liigset hapnikku, ning selle plahvatusel eraldub rohkelt lämmastikoksiide mis on väga mürgised. Negatiivse hapnikubilansiga lõhkeainetes on hapniku puudujääk ja plahvatusel eraldub süsinikoksiidi ehk mürgist vingugaasi.

Lõhkeained klassifitseeritakse nende kasutamise ja tundlikkuse alusel erinevatesse alamkategoriatesse (Joonis 6).

- 1) initsieerivad lõhkeained – kasutatakse teiste lõhkeainete initsieerimiseks (detonaatorites) neil on vähem energiat, kui sekundaarsetel lõhkeainetel;
- 2) brisantlõhkeained – kasutatakse vahedetonaatorites, sõjanduses ning, mille detonatsioonikiirus on üle 2000 m/s;
 - 2.1) Tugevajõulised brisantlõhkeained (heksogeen, tetrüül jms);
 - 2.2) Keskmisejõulised brisantlõhkeaine (trotüül, plastlõhkeained PETN, C-4 jms);
 - 2.3) Nõrgemajõulised brisantlõhkeained (ammoniidid, nobeliidid jms);
- 3) paiskelõhkeained – püssirohud, detonatsioonikiirus on kuni 2000 m/s.



Joonis 6. Lõhkeainete klassifitseerimine (autori koostatud)

1.10. Eesti mereväe kaardistused Läänemeres paiknevate lõhkekehade kohta

Käesoleval ajal on Eesti mereväe võimekus võrreldes paarikümne aasta taguse ajaga oluliselt täiustunud. Hetkel on kasutusel kolm Suurbritanniast pärit miinijahtijat ja üks toetuslaev. Lisaks veel erinevad väiksemad alused.

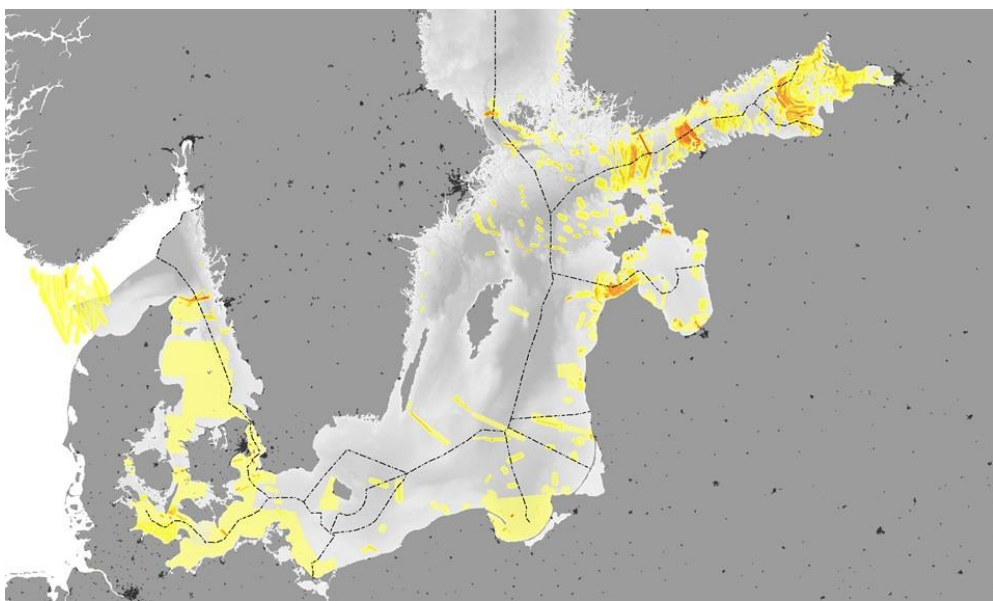
Mereväe peamine eesmärk on kaitsta Eesti territoriaalset terviklikkust ning riiklikke huvisid merel. Mereväe peamine tegevus on miinitõrje ja mereolukorradeadlikkuse tagamine.^[8]

Taasiseseisvunud Eestis on Mereväe poolt ajavahemikus 1995 – 2020.a Läänemeres leitud ja kaardistatud alljärgnevas koguses (Tabel 6) lõhkekehi.

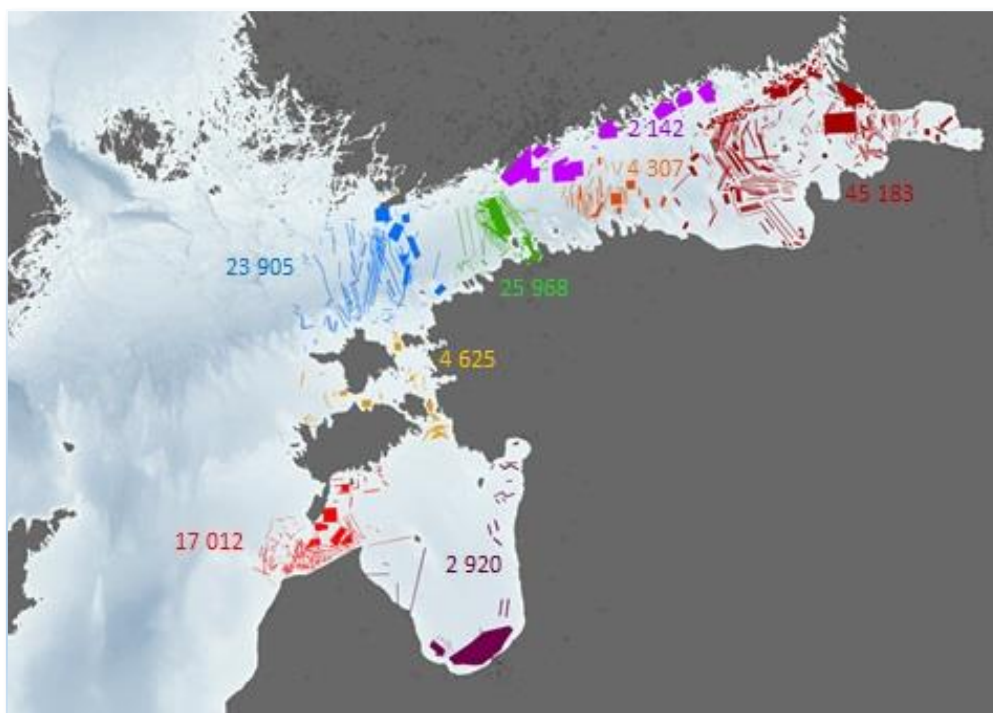
Tabel 6. Mereväe statistika 1995-2020.a leitud ja kaardistatud lõhkekehad Läänemeres
(Allikas: Merevägi)

Lõhkekehad	Arv	Märkused
Lõhatud lõhkekehad	937	millest 719 miini
Lõhkamata lõhkekehad	432	millest 378 miini
Leitud miiniankrud	983	

Varasemalt enne 1995 aastat Mereväl veel vastav võimekus lõhkekehasid tuvastada või hävitada sisuliselt puudus [81]. 2006 aastal valmis Tallinna Miinisadamasse kaasaegne tuukrijaam, kus Mereväe tuukrigrupp tänasel päeval paikneb [8]. Tuukrigrupis töötavad spetsiaalse erialase väljaõppe saanud miinituukrid kelle peamiseks ülesanneteks on Läänemeres paiknevate lõhkekehade leidmine, identifitseerimine ja kahjutuks tegemine. Siseriiklikult teevad miinituukrid tihedat koostööd erinevate jõustruktuuridega [8].



Joonis 7. Veestatud miinide tihedus Läänemeres. Joonisel märgitud aladel tähistab kollane värv alasid kus miinid paiknevad. Mida tumedamaks (punasemaks) muutub värv seda tihedamalt on märgitud alal miine ja miinivälju. (Allikas: Merevägi)



Joonis 8. Läänemeres Eesti ümbruses veestatud miinid. Joonisel märgitud erivärvilised piirkonnad tähistavad eraldiseisvaid alasid kus lõhkekehad paiknevad. Numbrilised väärtused on arvatav veestatud miinide kogus antud piirkonnas. (Allikas: Merevägi)

1.11. Lämmastiku eraldumine

Lõhkeainete keemilised ühendid ja nende omaduste muutumine ümbritsevas keskkonnas on põhjustanud laiaulatuslikke saastumisi peaaegu kõigil mandritel ja suure tõenäosusega laialdaselt ka veekogudes. Lõhkeained on mürgised ning on inimesi ja muud ümbritsevat elusloodust mõjutavate kahjulike teguritega. Nende mõjude kahjulikust on teaduslikult palju uuritud, ning see on ka üldjuhul reeglina kinnitust leidnud [82,83].

Lõhkeained ning nende mürgiste ühendite kontsentratsioonid ja jagunemine on piirkonniti erinev, see tuleneb mitmest mõjutegurist sealhulgas keskkonna- ja looduslikest teguritest nagu pinnase seisund ja veekogud ning muudest sarnastest nähtustest [84].

Kaevandused ja karjäärid tegelevad ülemaailmselt igapäevaselt lõhkamistöödega, kuid senini puudub tõhus kontrollimehhanism, mis hindaks antud tegevusest põhjustatud

kahjulike ühendite lendumist ja imendumist ümbritsevasse keskkonda. Mäetööstuses kasutatakse mitmeid erinevaid lõhkeained, kuid suuremas osas peamiselt ammooniumnitraadi ehk AN (NH_4NO_3) põhiseid lõhkeaineid, kuna need on odavad ja lihtsasti kättesaadavad. Põllumajandus sektoris leiab ammooniumnitraat kasutust väetisena.

Ammooniumnitraadi plahvatuse esilekutsumine ehk selle initsieerimine ja detonatsioon peab toimuma üldjuhul tahtlikult, kuid on olnud juhtumeid ka spontaansest plahvatusest. Üheks selle põhjuseks on peetud püriidi ($Fe^{II}S_2$) olemasolu ja selle kokkupuudet lõhkeainega. Teine võimalus on looduslikult kõrge temperatuur maagi kehas või mõnest maapõues paiknevast geotermilisest allikast. [85] Geotermiline energia tekib reeglina kahest allikast, milleks on maakoos toimuv radioaktiivne lagunemine ja maa tuumast läbi vahevöö immitsev soojus [86]. Püriit on sulfiidne mineraal, mis koosneb rauast ja väävlist. Orru [87] hinnangul leidub ka Eesti aluspõhjas püriiti küllaldaselt, mille arvatav kogus võib ulatuda suurusjärgus 100-200 miljoni tonnini.

Austraalias on teadlased läbi viinud uuringu [88], kus mõõdeti lõhkematerjali plahvatuse käigus atmosfääri eralduvate lämmastikoksiidide hulka. Uuritavas piirkonnas on lämmastikoksiidide eraldumine põhjustatud otseselt kaevandustes läbi viidavatest lõhkamistest. Saadud tulemustest järeldub, et lõhkamised kutsuvad esile ulatusliku lämmastikoksiidide kontsentratsiooni tõusu, mis ületab 3000 kordselt lubatud rahvusvahelisi piirnorme. Uuritava olulisus seisneb ka selles, et lenduvate tahkete osakeste heitkogused võivad põhjustada laiaulatuslikke tervisekahjustusi hingamiselundkonnale.

Kuna järjepidev kaardistus eralduvate lämmastikoksiidide lendumise kohta puudub, siis otsitakse võimalike lahendusi atmosfääris lenduvate osakeste, tolmu ja sekundaarsete saasteainete püsivaks seireks [88]. Tehnika areng on loonud uusi lähenemisvõimalusi, ning välja on pakutud uudse proovivõtumeetodina mehitamata õhusõidukite ehk droonide kasutuselevõtu võimalust. Selleks on vaja välja töötada detailsed meetodikad, kuidas teostada proovivõtte vältides samaaegselt ristsaastumist ning milliseid tehnilisi lahendusi on vaja selle tulemuslikuks teostamiseks luua või soetada.

Lämmastiku olemasolu on tervikuna meid ümbritsevale keskkonnale vajalik, kuid kui tekib selle liigne kontsentratsioon ehk teisisõnu toitainete ülemäärane hulk, siis see on üks peamisi põhjuseid miks näiteks mürgised vetikad rannikuökosüsteemides tekivad.

2019 aasta Tallinna Tehnikaülikooli poolt avaldatud Eesti-Läti teadusprojekti „GURINIMAS“ aruandes on välja toodud, et 97% lämmastiku koormusest

pinnaveekogudele tuleb üldjuhul hajuallikatest, millest omakorda 2/3 põllumajandusest ja 1/3 loodusliku koormusena [89]. See võimaldab öelda, et ülemäärane fosfori- ja lämmastikukoormus soodustab pinnaveekogude ja Läänemere eutrofeerumist ning seeläbi veekvaliteedi halvenemist. Lämmastikuühendid suurendavad keskkonna hapestumist, mõjutavad osoonisisaldust atmosfääris, looduse mitmekesisust ning annavad oma osa kliimamuutusesse.[90] Mis tähendab, et tuleb leida uusi võimalusi ja kasutusele võtta täiendavaid meetmeid lämmastikuühendite koormuse vähendamiseks Läänemeres.

Vaatamata sellele, et lämmastik on üks peamisi taimestiku toiteaineid on selle liigne kontsentratsioon kahjulik. Suurenenud toitainekogus võib muuta ökosüsteemide liikidevahelist tasakaalu ja põhjustada piirkonnas bioloogilise mitmekesisuse kadumise [91].

Uurimistöö teostamise raames võib läbitöötatud kirjandusele tuginedes järeldada, et lõhkematerjali plahvatuse tulemusena tekib paratamatult suurenenud lämmastikuühendite kontsentratsioon ja selle eraldumine ökosüsteemi.

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Uurimismeetod

Uurimistöö viidi läbi kolmes etapis – kirjanduse allikate põhjal koostati ülevaade seni teadaoleva mõju kohta merekeskkonnale uuritavas valdkonnas. Sellele järgnesid väliuuringud, sealhulgas keskkonnamõõtmised läbiviidud lõhkamiste (Lisa 2, 3) mõju hindamiseks. Saadud tulemuste põhjal koostati võimaliku mõjumaatriks Läänemere keskkonna komponentidele.

Uurimistöö läbiviimiseks oli vajalik mitme erineva ametkonna omavaheline koostöö sealhulgas Mereväe osalus. Sellest tulenevalt ka teoreetiline vajadus Mereväe vahendite kasutamiseks. Selleks tuli kõigepealt taotleda tegevusload Mereväe laevastiku operatiivstaabilt. Autor andis Mereväe tuukrigrupile sisendid soovitud tegevustest, planeeritavast ajakavast ja saadud andmete käitlemisest.

Reeglina on Mereväe taktikad, seal kasutatavad vahendid ja andmestik kaetud piirangutega olgu selleks, siis info märkega „Asutusesiseseks kasutamiseks“ või riigisaladus erinevatel tasemetel. Autoril puudus käesoleva uurimistöö raames teadmisvajadus tundliku info käitlemiseks. Sellest tulenevalt ei puuduta autor antud uurimistöös piirangutega temaatikaid ega avalda informatsiooni mis võiks kahjustada seotud osapooli.

2019 aasta märtsikuus sai autor loa Mereväe laevastiku ülemalt praktiliste tegevuste läbiviimiseks koos Mereväe tuukrigrupiga. Saadud tähtajaline tegevusluba võimaldas liituda Mereväe taktikalistesse tegevustesse koos EMI meeskonnaga. Eesmärk oli osaleda 2019 aasta jooksul võimalikult paljudel erinevatel Mereväe lõhkamistel, et tekiks uurimistöö tulemuste analüüsiks võrreldav materjal, ning selle raames viia avamerel EMI alusel läbi praktilised tegevused uurimistöö andmete kogumiseks.

Käesoleva uurimistöö raames oli võimalik 2019 aastal osaleda neljal erineval Mereväe poolt läbiviidud veealusel lõhkamisel. Saadud tulemusi on kasutatud uurimistöö andmestiku koostamiseks.

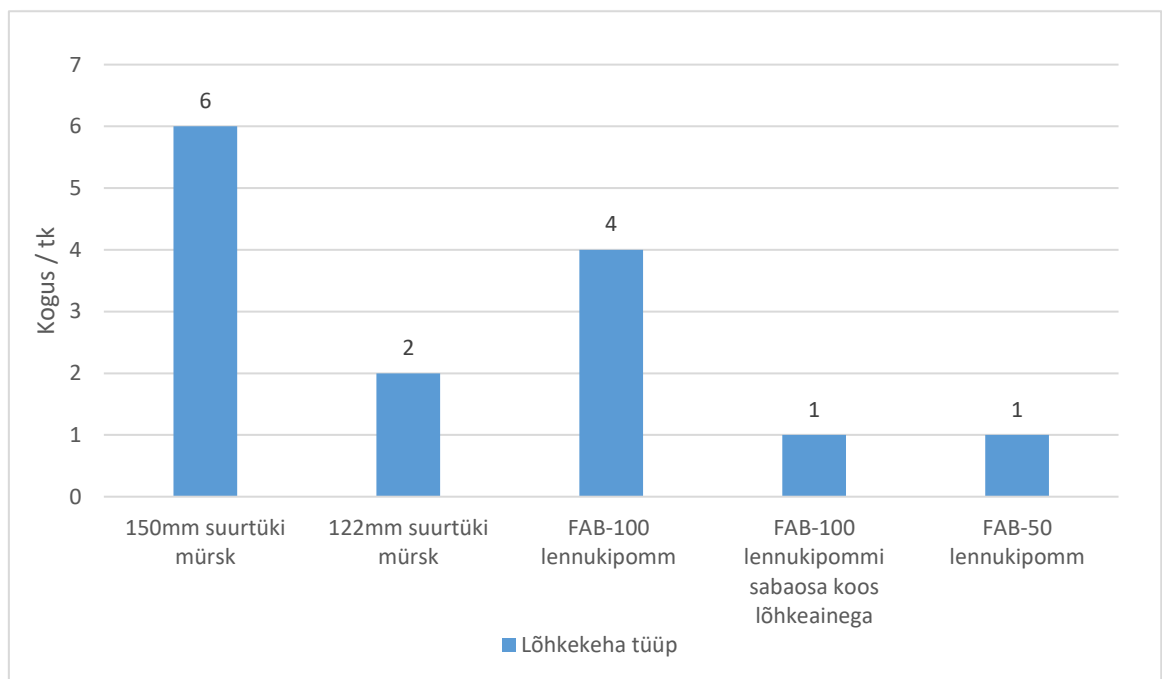
2.2. Valim

Lõhkamistöo 1

24.05.2019 Saaremaa, Mõntu

GPS koordinaadid N57°05'22,2" , E022°01'061,5"

2019 aasta maikuus toimus Saaremaal DEK plaaniline demineerimistöo „Saare Kõmin 2019“ [14], mille raames teostati viimasel päeval veealused lõhkamistööd ja sellest tuleneva keskkonnaseisundi mõõtmised merel. Antud tegevusteks transporditi Kaitseväge EOD poolt Karujärvest või selle lähiümbrusest leitud suurekaliibrilised lõhkekehad Mõntu sadamasse ja sealt edasi Mereväe tuukrigrupi poolt avamerele. Leitud lõhkekehad paigutati merepõhja orienteeruvalt 12 m sügavusele varasemalt markeeritud positsioonidele, misjärel teostati kontrollitud lõhkamised.



Joonis 9. Mõntus 24.05.2019.a vee all hävitatud lõhkekehad (autori koostatud)

Kokku teostati avamerel 3 veealust lõhkamist (Joonis 10-13), mille käigus hävitati 14 suurekaliibrilist lõhkekeha (Joonis 9). Ligilähedane lõhkekehades oleva lõhkeaine kogus koondina 320 kg, millele lisandub lõhkekehade peale asetatav kattev laeng ehk lisa lõhkeaine detonatsiooni esile kutsumiseks. Hävitatavates lõhkekehades kasutatakse peamiselt brisantset lõhkeainet TNT. Katvaks laenguks oli 10 kg plastlõhkeainet PETN ühe lõhkamis positsiooni kohta. Hävitatava lõhkeaine kogumass suurusjärgus 350 kg, ning selle poolt põhjustatud koormus piirkonna loodus- ja veekeskkonnale oli mõõdetav 2 h vältel.



Joonis 10. Mereväe tuukrigrupp lõhkamistöid ette valmistamas, laengu paigaldamine (autori erakogu)

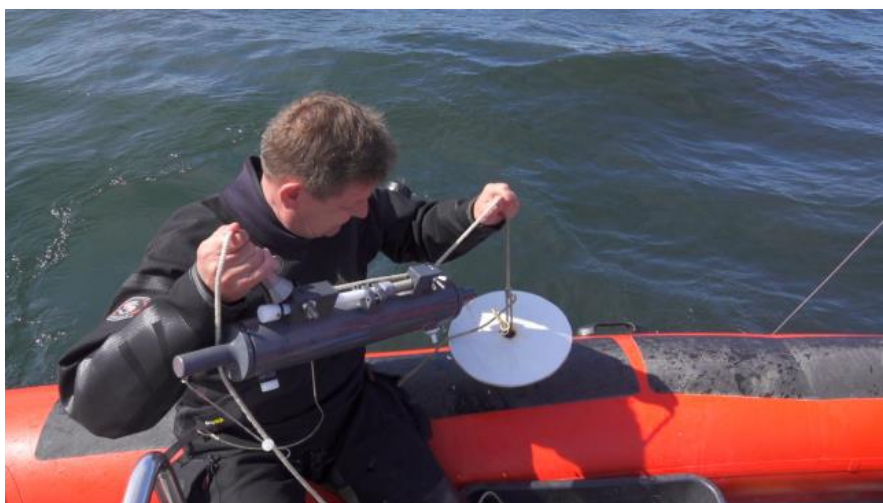


Joonis 11. Veealuse lõhkamise kavitatsiooni mõju (autori erakogu)

Paralleelselt teostasid autor ja EMI meeskond uurimistöö andmete ja võrdlusmaterjali kogumise. Selleks mõõdeti kindlaksmääratud koordinaatidel vahetult enne lõhkamisi mere keskkonnaseisundi parameetreid ja koheselt peale lõhkamistõid samadelt positsioonidelt võrdlevaid andmeid. Teostati proovivõtud pindmistest ja põhjalähedastest veekihtidest veekeemia laboratoorsete analüüside jaoks meresügavusel 11,7 – 12 m.



Joonis 12. Veesamba sondeerimine (autori erakogu)



Joonis 13. Vee läbipaistvuse mõõtmine ja veekeemia proovide võtmine (autori erakogu)

Lõhkamistö 2

17.10.2019 Tallinn, Kopli laht

GPS koordinaadid N59°29'12,7" , E024°37'44,9"

Lõhkekeha (Joonis 14) leiti Tallinna lahest hobisukeldumise käigus. Sellest teavitati Mereväge, kes lokaliseeris lõhkekeha kuni hävitamiseni ohutusse piirkonda. Hävitatavaks lõhkekehaks oli õhust veestatav induktiivsütikuga vene päritolu magneetiline põhjamiin AMD-500 1 tk läbimõõduga 450 mm. Miini valmistusajaks on allikates märgitud 1942.a, ning see on loodud inglise ja saksa miinide eeskujul. Esmakordselt kasutati seda tüüpi põhjamiine Tallinna lähel 1943 – 1944.a suvel. Miinimuseumi allikatest on teada, et miinidele sattusid traalerite emalaev “Abruka”, suurtükilaev “Amgun”, puksiirid “Loots”, ”Heino”, ”Tutti” ja ”Väike” ning erinevad NSVL sõjalaevad [92]. AMD-500 põhjamiini kaal 500 kg, millest lõhkeaine kogus 300 kg. Miini asetussügavus on 6-30 m.



Joonis 14. Kopli lahes hävitatud põhjamiin AMD-500 (Allikas: Merevägi)

Veealusel lõhkamisel lisati põhjamiinile 10 kg plastlõhkeainet PETN katva laenguna detonatsiooni esile kutsumiseks. Laenguks ehk käesoleva uurimistö kontekstis lõhkelaenguks nimetatakse plahvatuses ettevalmistatud ja sihipäraselt paigaldatud

lõhkeaine kogust [93]. Lõhkamiskoha epitsentris teostati veekeskkonna muutuste mõõtmised ja võrdlusmaterjali kogumine samade vahendite ja meetoditega, mis Saaremaal. Võetud veeproovid analüüsitakse laboris, misjärel saab anda hinnangu probleemi ulatusele.

2.3. Andmete kogumise ja töötlemise meetodid

Andmete ja materjali kogumine toimus EMI mootorpaadil, mis tagas soovitud piirkonnas merele minekuks paindlikkuse ja operatiivsuse.

Välitööde järjestus.

- 1) määrati lõhkamiskohtade asukohad GPS koordinaatide abil;
- 2) kirjeldati välised tegurid, milleks on tuul, temperatuur, sademed, lainekõrgus;
- 3) mõõdeti määratud koordinaatidel keskkonnaparameetrid, milleks on vee temperatuur, vee läbipaistvus, hapniku sisaldus vees, setete hulk;
- 4) koguti veeproovid vahetult enne lõhkamistöid;
- 5) mõõdeti keskkonnaparameetrite muutused vahetult peale lõhkamistöid;
- 6) koguti veeproovid võimalikult plahvatuse epitsentri lähedalt;
- 7) kirjeldati visuaalselt veepinnal nähtavad muutused;
- 8) kirjeldati visuaalselt veepinnal nähtava plahvatuse mõju elusloodusele (kaladele).

Andmete kogumine ja proovide võtmine tehti kolmetasandilisel ajateljel:

- 1) vahetult enne lõhkamistöid;
- 2) vahetult peale lõhkamistöid;
- 3) 30 minutit peale lõhkamistöid.

Kirjeldamaks veealuse plahvatuse mõju veesamba füüsikalistele ja keemilistele parameetritele tehti järgmisi mõõtmisi:

- 1) merevee erinevate toitainete kontsentratsiooni määramine (üldlämmastik, üldfosfor, nitraat, nitrit, fosfaat, silikaat);
- 2) veesamba CTD sondeerimine.

Vaatluste ja mõõtmiste teel kogutud andmekogum [94] annab võimaluse uurida ja võrrelda mõõtmistulemustest saadud arvvärtusi. Tulemustest saab vastused püstitatud uurimisküsimustele, ning anda hinnangu võimaliku keskkonnaprobleemi tekkemehhanismide ulatuslikkuse kohta.

Saadud veeproovid töödeldi ja analüüsi (Lisa 1) TÜ EMI laboratooriumis. Toitainete analüüsi aluseks olid vastavad rahvusvahelised ISO ja EN standard-meetodid ning analüüsid teostati kas automaatanalüsaatoritel Skalar San++ või manuaal- meetoditega.

Merevee temperatuuri ja soolsuse mõõtmiseks seirejaamades kasutati CTD/STD sonde SD204, ja Seabird 19 plus. Mõõtesagedus oli 1 kord sekundis, registreeriti temperatuuri, elektrijuhtivust, rõhku, merevee tihedust, fluorestsentsi ja hapniku kontsentratsiooni. Sondide laskumiskiirus hoiti vahemikus 0,5 ms⁻¹. Vee elektrijuhtivuse *in situ* määramisel kehtib TÜ EMI merebioloogia osakonna akrediteeritud sisejuhend KJ I/17.

3. TULEMUSED JA ARUTELU

3.1. Veealuse lõhkamise mõju merevee eutrofeerumisele

Uurimistöös on formuleeritud kaks uurimisküsimust, mille tarvis on kogutud andmeid Mereväelt ja Keskkonnaagentuurilt. Andmete kogumise käigus sooviti teada saada, kas Eesti territoriaalvetes või selle lähiümbruses veestatud lõhkekehad kujutavad plahvatusjärgselt ohtu Läänemere keskkonnaseisundile.

On üldlevinud teadmine, et lõhkekehad, mis paiknevad meres ja on inimtegevusest puutumata ei kujuta enesest otsest ohtu lähedal paiknevatele objektidele ega ka keskkonnaseisundile kuna mõjutuselement puudub. Ainsaks mõjufaktoriks on merevee keemiline reaktsioon lõhkekeha korpuse ehk metalliga, mis tekitab selle korrosiooni. Suurem oht keskkonnaseisundile tekib, aga koheselt, kui lõhkekeha veealuselt lõhatakse. Selle tulemusena tekib mitmeid erinevaid keemilisi ja füüsikalisi reaktsioone, mis muudavad veekeemiat, mõjutavad elusloodust ning merekeskkonda laialdasemalt.

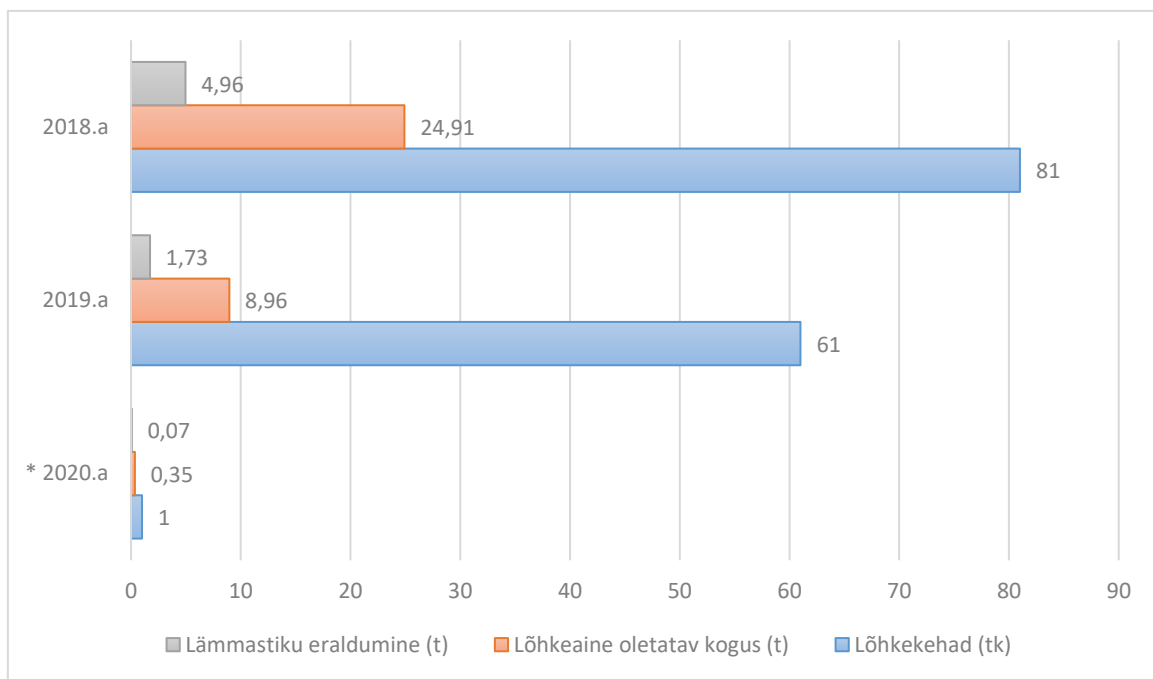
Mereväel on kaardistatud Läänemeres ja Eesti territoriaalvetes paiknevad miiniväljad (Joonis 7 ja 8). Uurimistöö käigus on kogutud andmeid merekeskkonda veestatud lahingumoonade ning nendes kasutatavate enamlevinud lõhkeainete kohta.

Meres paiknevate lõhkekehade näited [94].

- 1) NSVL põhjamiin UDM-500, alates 1964 aastast toodetud miin, lõhkelaeng on 300 kg;
- 2) NSVL miin UKSM, hakati massiliselt tootma 1960 aastatest, lõhkelaeng 300 kg;
- 3) NSVL torpeedo 53-38, relvastusse võetud 1938 aastal, lõhkelaeng 300 kg.

Eelpool toodud näidete ja nende tehniliste andmete põhjal on läbi viidud arvutused, mille tulemusena saab väita, et nimetatud lõhkekehadest eraldub selle hävitamisel 59,7 kg lämmastiku ühe lõhkekeha kohta. Plahvatusel tekkinud lämmastikuühendid lahustuvad merevees ja avaldavad mõju merevee lämmastikuühendite sisaldusele.

Kuna suurusjärgus 60 kg lämmastikühendite eraldumine lokaalselt ei anna piisavat teavet konkreetse piirkonna reostuskoormuse suurenemise kohta, siis on toodud järgnevalt välja Mereväe kahe viimase aasta (2018 ja 2019) statistika. Saadud lähteandmete põhjal on teostatud arvutuskäik, mis toob välja (Joonis 15) näidatud tulemused.



Joonis 15. Eesti territoriaalvetes hävitatud lõhkekehad 01.2018-12.2019.a, lämmastiku eraldumine. (Allikas: Merevägi) Märkused: * 2020.a andmed I kvartali kohta.

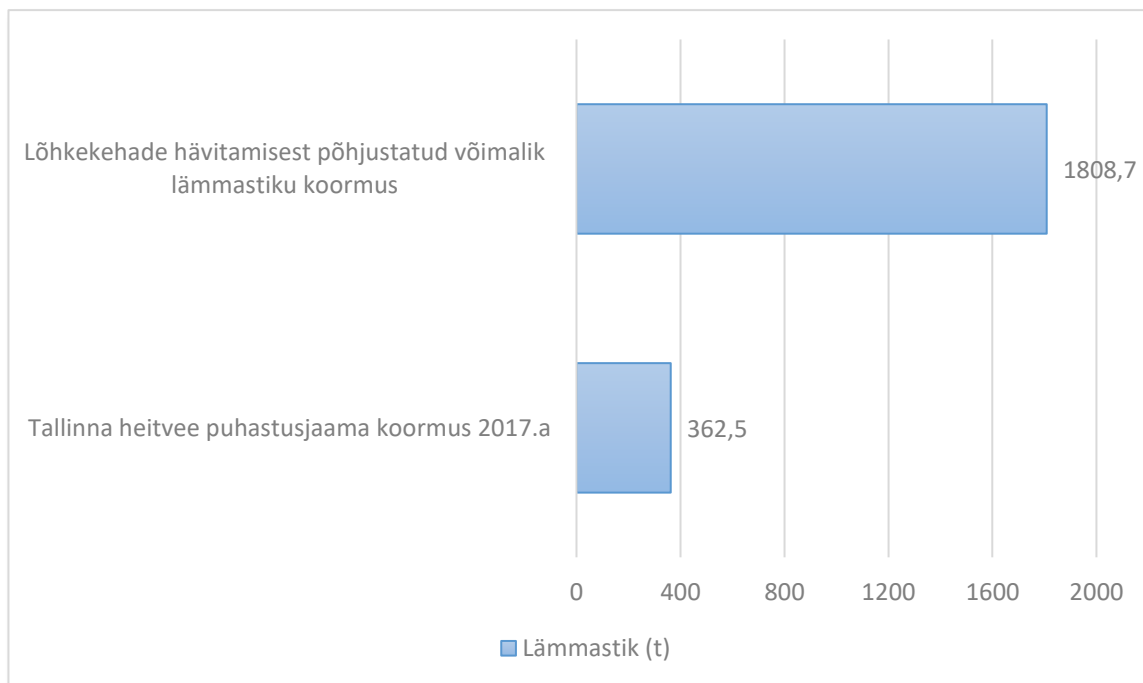
Joonisel 15 toodud andmed kirjeldavad Mereväe poolt kogu Eesti territoriaalvetes hävitatud lõhkekehi. Kahe viimase aasta statistika põhjal saab öelda, et hävitatavate lõhkekehade arv, kui ka selle tulemusena lämmastikühendite eraldumine erineb võrreldavate andmete põhjal üle 50%. Saadud tulemus ei ole pikemaajaliste muutuste kaardistamiseks võrreldav ega loo võimalust usaldusväärse hinnangu andmiseks. Joonisele 15 on lisatud ka üks 2020 aasta märtsikuu seisuga läbiviidud lõhkamine, mille käigus hävitati üks meremiin.

Objektiivsemate andmete saamiseks on käesolevas uurimistöös võetud võrdlusobjektiks Tallinna lahe piirkond. Seda põhjusel, et Tallinna laht on Eesti territoriaalvetes üks eutrofeerumise poolest probleemsemaid piirkondi. Tallinna lahte on pikaajaliselt ja

põhjalikult uuritud ning piirkonnas teostatakse pidevat reostuskoormus seiret, mis loob usaldusväärse võrdlusmaterjali uurimistöös kogutud andmete jaoks.

Selleks, et saada detailsemat ülevaadet Tallinna lahes paiknevate lõhkekehade võimalikust plahvatuskoormusest ning selle tulemusena tekkivatest lämmastikühendite eraldumisest on teostatud järgnev arvutuskäik.

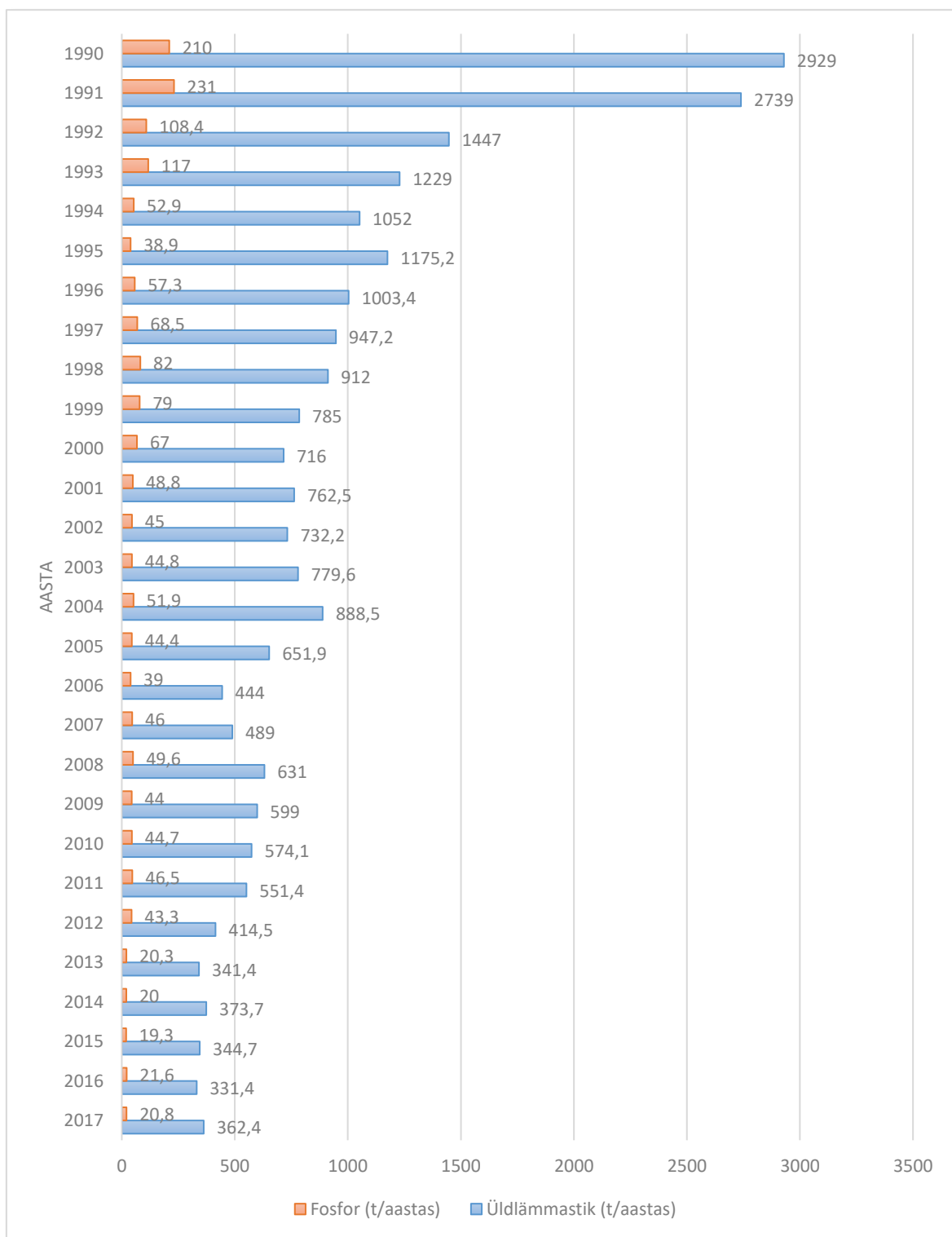
Tallinna lahe piirkonda on Mereväe andmetel veestatud 25968 lõhkamata miini. Võttes aluseks keskmise lõhkeaine koguse 350 kg ühe lõhkekeha kohta, ning lõhkeaineks enamlevinud TNT, millest eraldub peale plahvatust 19,9% lämmastiku on (Joonis 16) välja toodud võimalik lämmastiku reostuskoormus Tallinna lahes.



Joonis 16. Tallinna lahe ümbruses veestatud miinide võimaliku lämmastiku koormuse võrdlus Tallinna heitvee puhastusjaama koormusega Keskkonnaagentuuri 2017.a andmete osas (autori koostatud)

Eelpool toodust saab järeldada, et Tallinna lahe heitvee puhastusjaamast tulenev lämmastikukoormus merekeskkonnale on 2017 aasta näitel pea 5 korda väiksem võrreldes piirkonda veestatud lõhkekehadega ja nende võimaliku plahvatusjärgse keskkonnamõjuga.

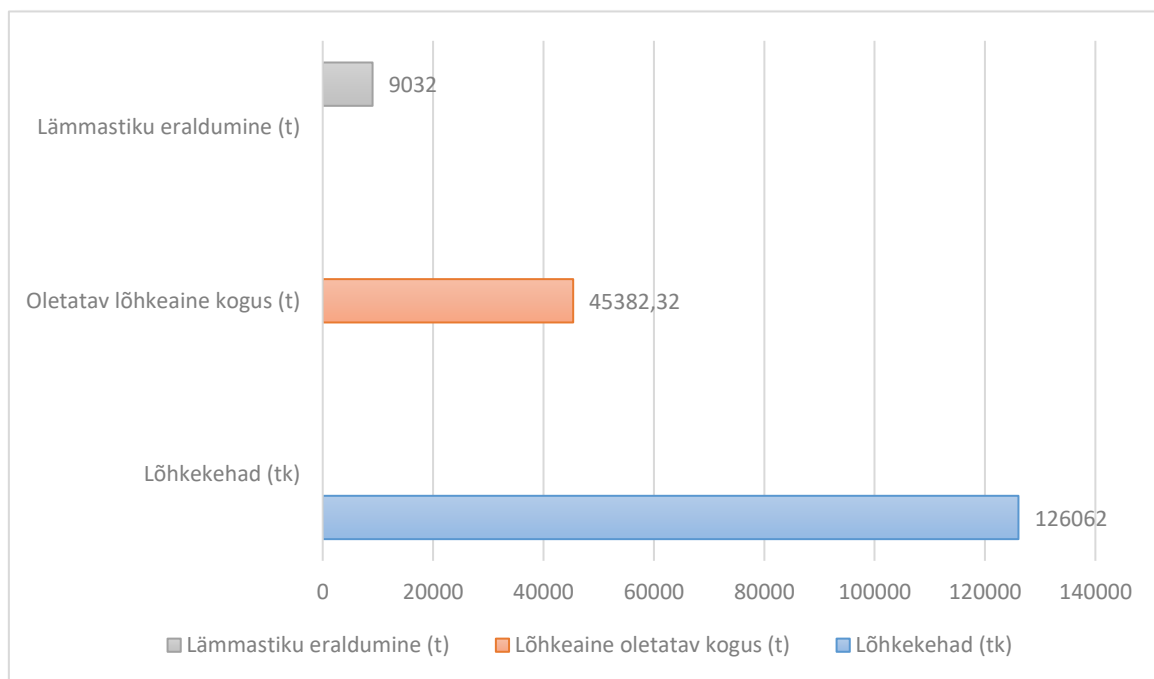
Loomulikult ei ole mõeldav, et ligemale 26000 ühikut veestatud miini lõhataks üheaegselt või lühikese aja vältel, kuid hüpoteetiline lämmastikukoormuse võrdlus saadud andmete põhjal siiski tekib.



Joonis 17. Tallinna heitvee puhastusjaama reostuskoormus, merre juhitud lämmastiku ja fosforikoguste statistika 1990-1997.a Keskkonnaagentuuri andmete põhjal (autori koostatud)

Joonisel 17 toodud andmed illustreerivad inimtekkelise surve mõju (lämmastiku ja fosfori heide) vähenemist Tallinna lahele ligemale 30 aasta vältel.

Võttes aluseks kõik Eesti territoriaalvetes ja selle lähiümbruses paiknevad miiniväljad ning sellest hüpoteetiliselt eralduva lämmastikühendite koormuse saab tuletada (Joonis 18) märgitud väärtused.



Joonis 18. Läänemeres Eesti ümbruses veestatud lõhkamata miinid Mereväe andmete põhjal, lämmastiku eraldumine (autori koostatud)

Eelpool toodust saab järeldada, et merekeskkonnas paiknevad lõhkekehad on plahvatusjärgselt lisaks otsesele füüsikalisele mõjutustele (lööklaine, rõhk) ohtlikud ka keemiliste mõjutuste tõttu. Füüsikalised tegurid avaldavad kohest negatiivset- ja letaalist mõju lähipiirkonna elusloodusele. Uurimistöös kogutud andmed annavad kinnitust, et lämmastikühendite kontsentratsiooni tõus veealuse lõhkematerjali plahvatuse järgselt tekib ning on arvestatavaks inimtekkeliseks surveteguriks Läänemere keskkonnaseisundile. Lämmastikühendite reostuskoormuse ulatus sõltub lõhatavate objektide arvust ja lõhkematerjali kontsentratsioonist konkreetses piirkonnas ja on täiesti võrreldav muude olemasolevate koormusallikatega.

3.2. Veealuse lõhkamise mõju mereökosüsteemi komponentidele

Olemasolevate kirjandusandmete ja uurimistöö käigus läbiviidud välitööde põhjal on koostatud koond veealuste lõhkamise mõjust mereökosüsteemi erinevatele komponentidele (Tabel 7). Lähtutud on just Läänemere tingimusi arvestavast kirjeldusest (arvestatud on Läänemeres leiduvate elustikurühmadega ja Läänemere iseärasustega).

Nii nagu kogu Läänemere ökosüsteem on väga keerulise ehitusega nii on ka inimtekkeliste survetegurite mõju ja ulatus erinev, sõltuvalt nii mõju intensiivsusest, kui ökosüsteemi komponentidest.

Läänemere puhul on oluliseks mõju ulatust määravaks teguriks ka aastaajalisus. Kuna paljud bioloogilised protsessid on seotud sesoonsusega, siis ka ajaliselt piiratud mõjutegurid, nagu on veealune lõhkamine, avaldavad mõju merekeskkonna komponentidele erinevalt, sõltuvalt mõju ajastatusest. See tähendab aga, et mõju leevendamiseks on oluline ka ajaline aspekt.

Veealusest lõhkamisest tekkivad mõjud jagunevad lühiajalisteks ja pikaajalisteks. Lühiajalised mõjud on eelkõige plahvatuse sündmusega seotud lööklaine ja müraimpulsi teke. Nende mõju on erinev erinevatele ökosüsteemi elus ja eluta komponentidele. Samuti sõltub selle mõju ulatus ka plahvatuse asukoha kaugusest. Üldjoontes on selliste mõjutegurite puhul tegemist ühekordse ja lühiajalise mõjuga. Samas, kui plahvatused viikase läbi korduvalt samas asukohas võib see põhjustada ka teatud liigirühmadel käitumuslike muutusi (muutuvad migratsioonikoridorid).

Pikaajaliste mõjutegurite hulka kuuluvad nii merepõhja reljeefi muutused, kui ka näiteks lõhkematerjalist eraldunud ja merepõhjast veesambasse leostunud ainete (nii toksiliste, kui biogeensete) kontsentratsiooni muutused. Need ained viikase koos veemassi liikumisega plahvatuskohast eemale ning nende mõju võib akumulieruda ja avalduda hoopis eemal.

Tabel 7. Veealuste lõhkamiste võimaliku mõjumaatriks mereökosüsteemi erinevatele komponentidele

Mõju	Mõju iseloom	Mõjutatavad ökosüsteemi komponendid
Lööklaine	Vahetus lähipiirkonnas, letaalne, lühiajaline	Imetajad, kalad, linnud
	Distsantsilt mehaaniline, lühiajaline/ korduval esinemisel ka käitumuslikud muutused	Imetajad, kalad (larvid), linnud, selgrootud (larvid)
Müra	Lühiajaline/piiratud; Lähipiirkonnas võib põhjustada püsivaid füsioloogilisi kahjustusi	Imetajad, kalad, linnud
Mehaaniline häiring	Merepõhjas püsiv/pikaajaline	Merepõhja elupaik; Merepõhja elustik, kalad
	Veesambas lühiajaline	Veesamba stratifikatsioon, planktonikooslused ja nende vertikaalne jaotumine
Plahvatusjääkide toksiliste ainete paiskamine keskkonda	Püsiv/pikaajaline	Mereelustik, kõik rühmad
Lämmastiku ühendite sattumine keskkonda	Võib põhjustada lokaalseid eutrofeerumise nähtusid, panustab merepiirkonna toitainete bilanssi	Fütoplankton, põhjataimestik
Fosforiühendite leostumine häiritud setetest	Võib põhjustada lokaalseid eutrofeerumise nähtusid, panustab merepiirkonna toitainete bilanssi	Fütoplankton, põhjataimestik

3.3. Veealuse plahvatuse mõju tuvastamine veesamba füüsikalistele ja keemilistele parameetritele välitingimustes

Uurimistöö käigus viidi läbi neli paikvaatlust, mille käigus teostati merekeskkonna erinevate parameetrite mõõtmisi. Vaatluste eesmärgiks oli registreerida veealuse plahvatuse mõju veesamba parameetritele. Eelduseks oli, et plahvatusel toimub veesamba intensiivne segunemine ja plahvatuse jääkide lahustumisel merevees peaks muutuma ka merevee kvaliteeti iseloomustavad parameetrid.

Vaatluse objektideks olid varasemalt kokkulepitud veealused lõhkamised, mis viidi läbi Mereväe poolt Eesti territoriaalvetes 2019 aastal mai kuus Saaremaa lähistel ja novembri kuus Tallinna lahes.

3.3.1. Veesamba füüsikalised parameetrid

Vahetult enne lõhkamist ja vahetult pärast lõhkamist viidi läbi veesamba sondeerimine, mille käigus mõõdistati merevee temperatuuri, soolsuse, lahustunud hapniku ja hägususe vertikaalprofiil. Eesmärgiks oli registreerida veesamba vertikaalse struktuuri häiringuid. Mõõtmised viidi läbi lõhkamiskoha vahetus läheduses enne lõhkamist ja lõhkamiskohas pärast lõhkamist.

Nii kevadisel, kui sügisel vaatlusel oli veesammas lõhkamispaigas stratifitseeritud. Mõõdetav oli nii soolsuse, kui temperatuuri gradient. Kevadel oli veesamba pinnavee soolsus 5,9 PSU ja tõusis põhjalähedases kihis kuni 6,05-ni. Temperatuur langes veesambas 13,2 kraadilt pinnal 9,8 kraadini põhjalähedases kihis. Lahustunud hapniku profiil näitas pinnal mõnevõrra madalamat väärtust (10,4 mg/l) ja sügavuse kasvades saavutas maksimumi 11,5 mg/l 5 m sügavusel. Merevee hägususe näitaja oli varieeruv, omades mitu piiki veesambas. Mõõdetud parameetrite sügavusprofiil on graafiliselt ära toodud lisas (Lisa 1, Joonis 1).

Pärast lõhkamist teostatud mõõdistus näitas teiste parameetrite osas endise vertikaalse struktuuri säilimist. Ainukesena reageeris sündmusele vee hägusus, mis tõusis veesamba madalamas osas kuni 6 korda võrreldes lõhkamise eelse mõõdistusega (Lisa 1, Joonis 2). Vahetult pärast lõhkamist oli märgata hägususe suurenemine pindmises 2 m veekihi. 10 min hiljem teostatud kordusmõõtmine näitas suurenenud hägususega levikut kuni 5 m sügavuseni (Lisa 1, Joonis 3).

Sügisene mõõtmine toimus teises asukohas. Võrreldes eelnevaga oli tegemist sügavama asukohaga (sügavus 38 m). Veesammas oli selgelt stratifitseeritud soolsuse järgi. Pinnavee soolsus oli 6,25 ja langes üsna järsult kuni 10 m sügavuseni (6,35). Järsk soolsuse langus toimus 26 m sügavusel ja merepõhjas oli merevee soolsus 6,8. Pinnavee temperatuur oli 12 °C, mis langes merepõhjas 9,2 °C-ni. Hapniku kontsentratsioon langes pinnalt (9,6 mg/l) kuni põhjani (8,0 mg/l). Hägusus näitas ühte teravat piiki 30 m sügavusel.

Vahetult pärast lõhkamist tehtud mõõdistus ei näidanud muudatusi veesamba profiilis. Samas kordusmõõdistus 7 min pärast registreeris pindmises kihis suurenenud hägususe ja kõrgeenenud hapnikukontsentratsiooni leviku.

Teostatud veesamba sondeerimisega õnnestus kätte saada piiratud signaal pärast lõhkamist. Eelkõige väljendus see mõlemal korral vee hägususe tõusuga pindmises või põhjalähedases (lõhkamine 3, 24.05.2019) veekihi. Loodetud muutused veesamba vertikaalses struktuuris jäid nende mõõtmiste ajal registreerimata. Põhjuseks on ilmselt veealuse plahvatuse iseloom, mis mõjutab ja segab veesammast väga piiratud raadiuses. Samuti toimub ju pidev veemassi liikumine ning isegi mõneminutise viibega mõõtmiste teostamine lõhkamise kohas võib tähendada, et plahvatusest mõjutatud veemass on sellelt kohalt juba ära nihkunud. Samas vee hägusus osutus väga heaks näitajaks, mida siis oli võimalik selliste mõõtmiste puhul registreerida.

3.3.2. Veesamba keemilised parameetrid

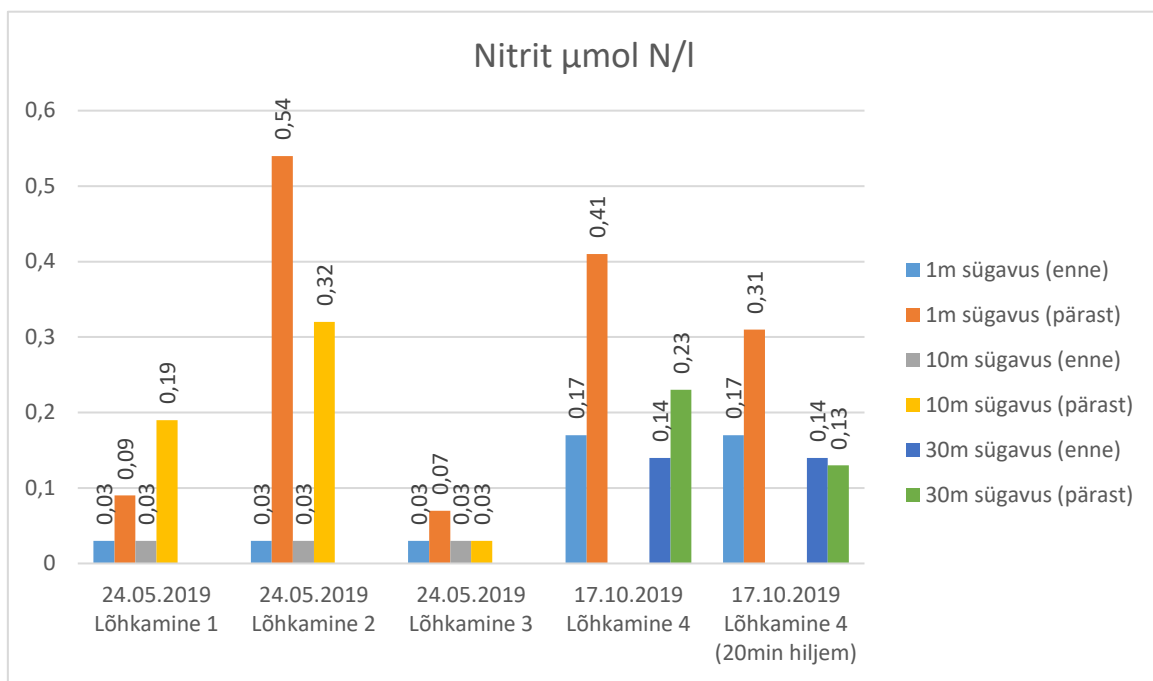
Registreerimaks võimalikke muutusi veesamba keemilistes parameetrites (eelkõige lahustunud toitainete kontsentratsioon) teostati lõhkamiste eel ja vahetult pärast lõhkamist proovivõtt nii pindmisest, kui põhjalähedasest veekihist lõhkamispaigas. Eesmärgiks oli

registreerida lõhkamisest tulenev signaal ja registreerida muutused lõhkamisega seotud biogeensete ühendite kontsentratsioonis.

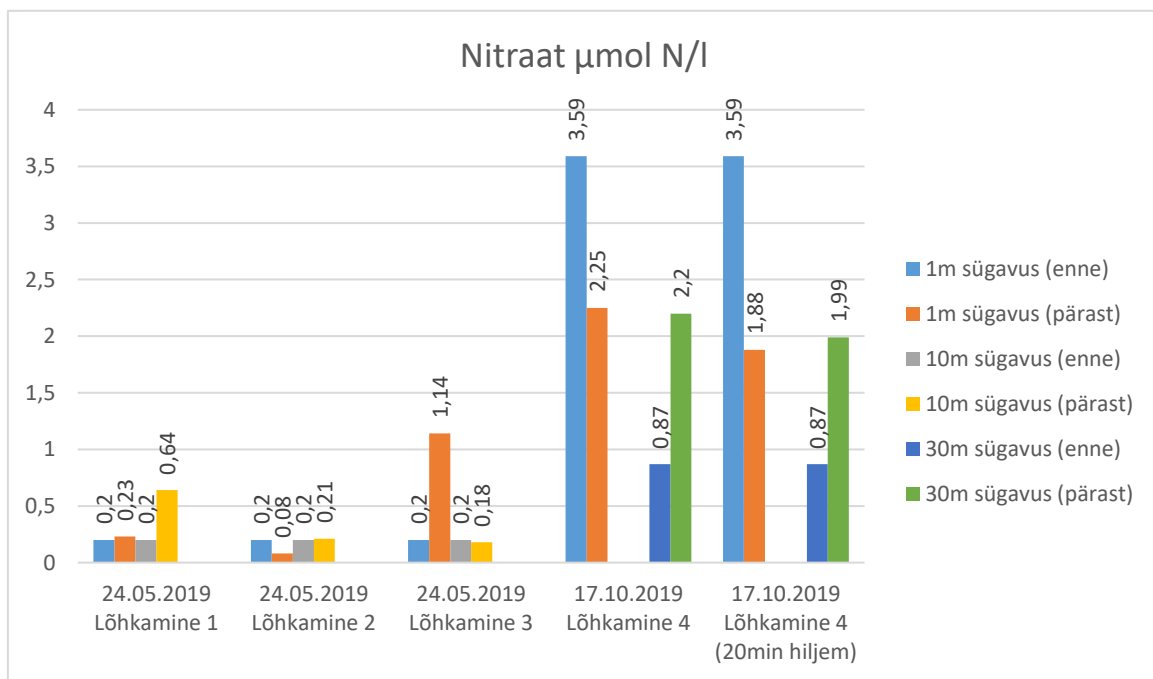
Lämmastikuühenditest andis väga tugeva signaali nitriti kontsentratsioon. Kevadiste lõhkamiste ajal oli nitriti kontsentratsioonil merevees enne ja pärast lõhkamist kuni kümnekordne vahe. Sügisesel lõhkamisel oli erinevus veidi väiksem, aga ikkagi oluline (Joonis 19). Nitraadi puhul sellist selget signaali ei olnud. Oli isegi ühel korral, sügise lõhkamise ajal vastupidine tulemus – enne lõhkamist oli merevee nitraadi kontsentratsioon suurem, kui pärast (Joonis 20). See, muidugi ei saa olla seotud vahetult konkreetse lõhkamisega, pigem oli siis tegemist looduslikult iseloomuliku merevee parameetrite „laigulisuse“ efektiga (ilmselt sattus merevee proovivõtul kas mingi planktonikogum vms.). Üldlämmastik, aga siiski näitas enamusest kordades kontsentratsiooni tõusu pärast plahvatust (Joonis 21). Fosforiühendite puhul sellist selget signaali näha polnud. Oli küll kevadise lõhkamise puhul (lõhkamine 1, merepõhja lähedane proov) ühel juhul kuni kümnekordne nii üldfosfori, kui fosfaatide kontsentratsiooni tõus pärast plahvatust (mida võiks seletada just merepõhja setetest plahvatusega leostunud fosforiühenditega), kuid teiste lõhkamiste puhul sellist signaali ei õnnestunud registreerida (Joonised 22 ja 23). Silikaatide kontsentratsioonis sarnast selget signaali ei õnnestunud saada kuigi esines märgatavat varieeruvust kontsentratsioonides (Joonis 24).

Jälgitud veesamba keemilistest parameetritest reageerisid lõhkamisele just lämmastikuühendid, mida oli ka oodata, kuna lõhkeaine plahvatusel peaks eralduma suures koguses just lämmastikuühendeid gaasilises vormis.

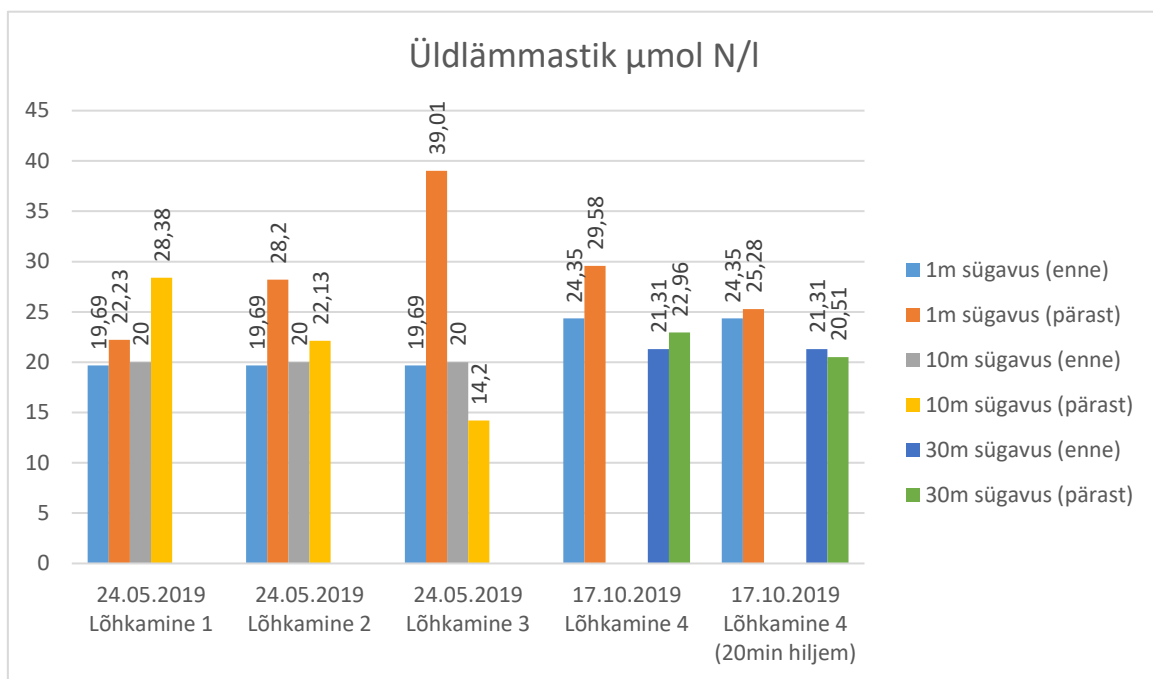
Kuna logistilistel põhjustel ei olnud võimalik teostada piisaval arvul kordusmõõtmisi ei olnud võimalik ka statistiliselt kontrollida näitajate muutust pärast plahvatust.



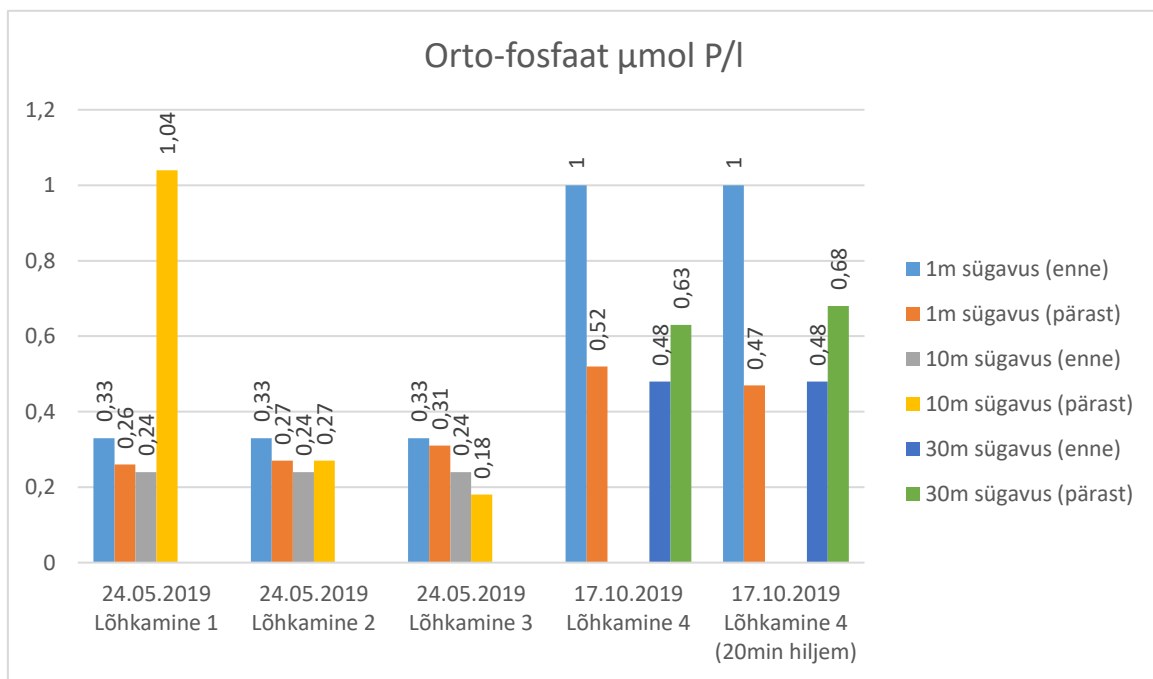
Joonis 19. Merevee nitriti kontsentratsioon jälgitud lõhkamiste ajal



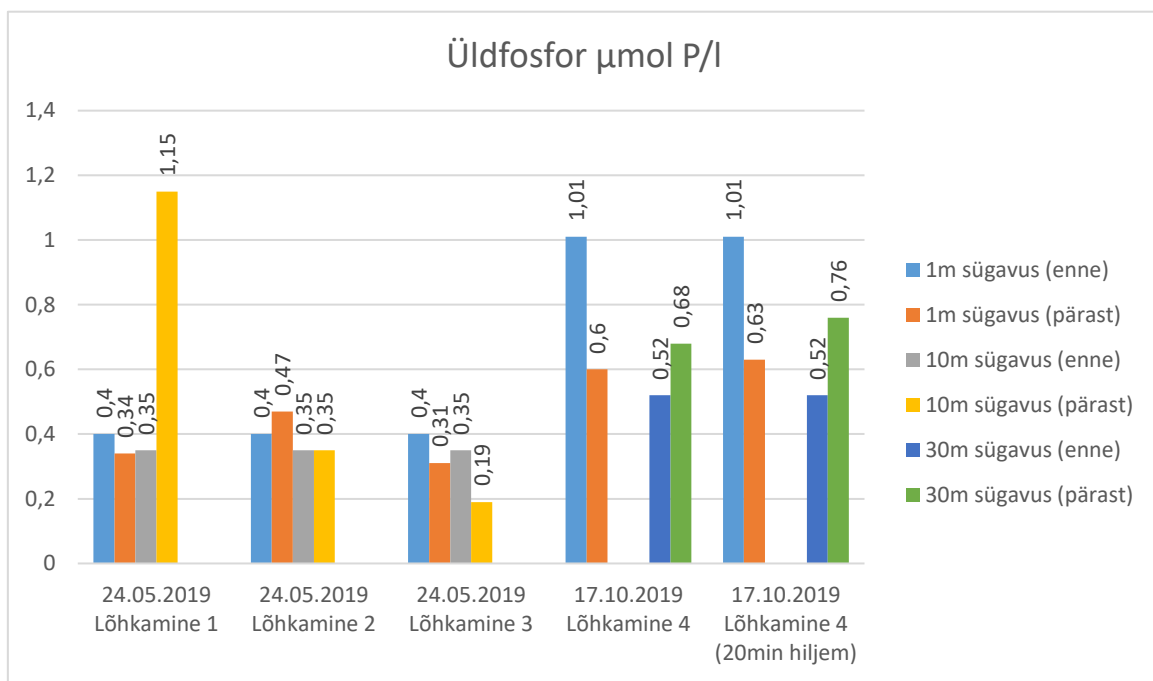
Joonis 20. Merevee nitraadi kontsentratsioon jälgitud lõhkamiste ajal



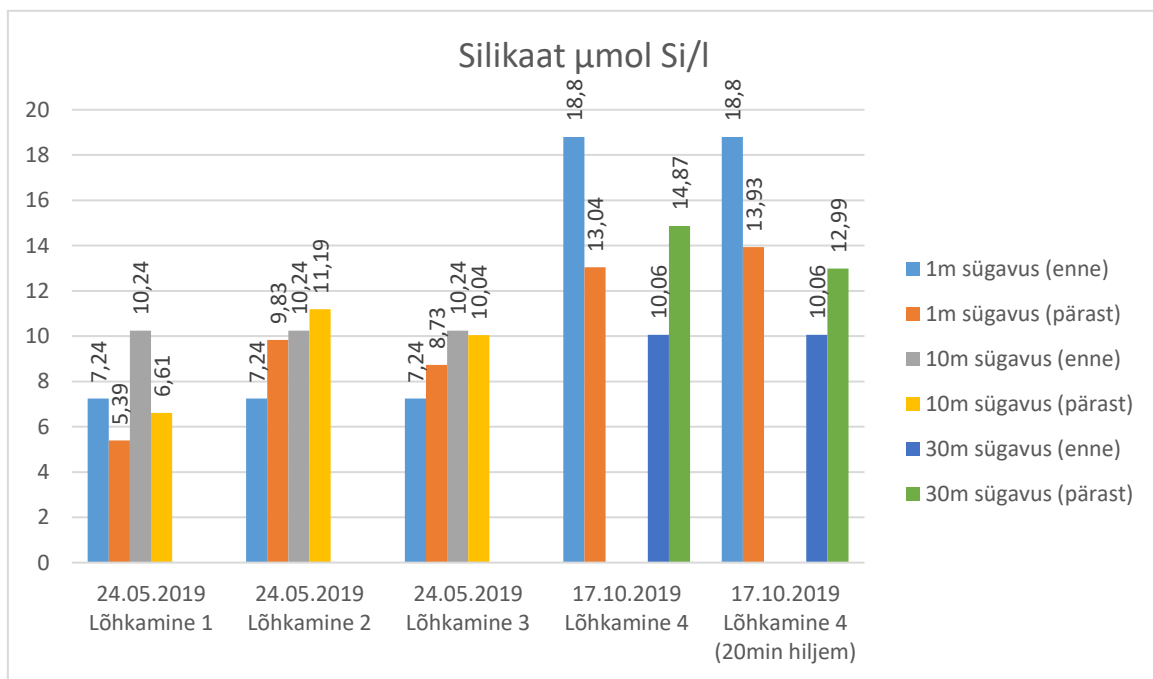
Joonis 21. Merevee üldlämmastiku kontsentratsioon jälgitud lõhkamiste ajal



Joonis 22. Merevee fosfaatide kontsentratsioon jälgitud lõhkamiste ajal



Joonis 23. Merevee üldfosfori kontsentratsioon jälgitud lõhkamiste ajal



Joonis 24. Merevee silikaatide kontsentratsioon jälgitud lõhkamiste ajal

4. ETTEPANEKUD

Käesoleva uurimistöö tulemusena valmis veealuste lõhkamiste võimaliku mõjumaatriks Läänemere ökosüsteemi erinevatele komponentidele. Selle põhjal koostas autor ettepanekud negatiivsete keskkonnamõjude vähendamiseks ja leevendusmeetmete rakendamiseks veealuste lõhkamistööde teostamise ajal.

Merekeskkonnas hävitatavate lõhkekehade hävitamisel merekeskkonnale tekitava kahju leevendamiseks peaks lähtuma järgnevatest soovitudest:

- 1) Veealuste lõhkamiste puhul tuleks koostada võimaliku mõju kirjeldus ja riskihinnang, mis võtab arvesse lõhatava lõhkeaine iseloomu ja kogust, lõhkamise asukoha iseärasusi (sügavus, merepõhja iseloom, hoovuste suund) ja mõjutavaid ökosüsteemi komponente (piirkonna tähtsus kalavarude seisukohast, kaitsealuste liikide ja elupaikade olemasolu mõjuraadiuses jne).
- 2) Lõhkamiste koht ja aeg kooskõlastada keskkonnaekspertidega (vältida kalade kudemisperioodi, lindude pesitsusaega).
- 3) Lõhkamise koha valikul valida võimalikult suur sügavus ja distants rannikust ning hüdroloogiliselt aktiivsem piirkond ja merepõhja substraadi puhul võimalusel kõva merepõhjaga koht.
- 4) Võimalusel valida veealusteks lõhkamisteks üks kindel piirkond.
- 5) Mõju vähendamiseks mereimetajatele, kaladele ja lindudele kasutada akustilisi peletusvahendeid vahetult enne lõhkamist.
- 6) Kui ei ole võimalik asukohta valida ja läheduses on olemas potentsiaalselt kahjustatav objekt (hüljeste lesila, merelindude pesitsuspaik) kasutada mõju leevendamiseks mehaanilisi vahendeid („mullikardin“, füüsiline barjäär vms.).

Ettepanekud on eelkõige rakendatavad Mereväele ja läbi Mereväe infokanalite ka Läänemeres opereerivatele liitlasvägedele ning samuti ettevõtetele (ka rahvusvahelised), kes teostavad veealuseid lõhkamistöid erinevate veealuste ehitusprojektide raames.

KOKKUVÕTE

Eestis ei ole varasemalt teostatud uuringuid, mis käsitleks veealuse lõhkematerjali plahvatuse mõju hindamist keskkonnaseisundile ja elusloodusele. Rahvusvahelistes teadustöodes on valdkonda uuritud ja katseliselt mõõdetud ning modelleeritud, kuid selle teoreetiline käsitus on tagasihoidlik võrreldes globaalselt aktuaalsemate inimtekkeliste survetegurite mõju hindamisega. Mis on mõneti mõistetav, kuna ligipääs vee all paiknevate lõhkekehade hävitamise protsessile ja selle raames läbiviidavatele toimingutele on militaarvaldkonnast tulenevalt, kas täielikult piiratud või teostatav ainult läbi suuremahuliste ja aega võtvate regulatsioonide.

Veealuste lõhkamiste vahetud mõjud ja selle hindamine on unikaalne protsess, kuna tingimused ja ümbritsev keskkond on pidevas muutumises ning kahte või enam identset lõhkamist on praktiliselt võimatu teostada.

Käesoleva uurimistöö eesmärgiks oli kirjeldada veealuse lõhkematerjali plahvatuse mõju Läänemere ökosüsteemile ja töötada välja soovitusel selle negatiivse mõju vähendamiseks. Plahvatusjärgsete mõjude ulatuse hindamiseks oli vaja teostada paikvaatlused vahetus lõhkamiskohas avamerel ning koguda keemialaboris analüüsitavat võrdlusmaterjali.

Teostatud veesamba parameetrite mõõdistused enne ja vahetult pärast lõhkamist võimaldasid registreerida muutused veesamba füüsikalises-keemilistes näitajates. Arvestades selliste mõõtmiste läbiviimise keerukust (nii tehniliselt, kui logistiliselt) õnnestus kirjeldada plahvatuse vahetut mõju ja illustreerida reaalsest loodusest mõõdetud andmete põhjal veealuse lõhkamise mõju merekeskkonna troofsuse taset mõjutavatele parameetritele.

Plahvatusjärgsed veealused muutused on tinglikult võrreldavad teistlaadsete merekeskkonna inimtekkeliste surveteguritega nagu eutrofeerumine, veealune müra ja merepõhja häiringud. Lõhkekeha plahvatuse tulemusena eraldub uurimistöö andmete põhjal lõhkeaine kogumassist hinnanguliselt viiendik ($1/5$) lämmastikuühendeid (TNT keemiline reaktsioon), mis on üheks peamiseks merekeskkonna toiteaineks soodustades seeläbi sinivetikate vohamist ja veeõitsengu teket.

Tallinna lahe piirkonna näitel demonstreeriti, et merepõhjas olev lõhkematerjali kogus, teisendades selle lämmastikuisaldusele, võib avaldada potentsiaalselt suuremat negatiivset mõju mereökosüsteemile, kui Tallinna heitveepuhastusjaama koormus (mis on suurim punktreostusallikas Eesti rannikumeres).

Eelpool toodust saab järeldada, et üksikute lõhkekehade hävitamine erinevates piirkondades hajutatult ei oma suurt pikaajalist mõju veekeskkonnale, kuid avaldab otsest negatiivset mõju lähipiirkonna elusloodusele ja merepõhja reljeefile. Uurimistöös läbiviidud paikvaatluste põhjal saab öelda, et kaladele ja meriristidele oli plahvatusjärgne mõju hinnanguliselt 300 meetri raadiuses koheselt surmav.

Merepõhja häiring on tuukrite või veealuste robotite abil mõõdetav järgneval päeval, kui merepõhjast üles kerkinud setted on langenud või plahvatuse epitsentrist hoovustega eemale kandunud. Plahvatuse epitsentris tekkinud kraater jääb merepõhja püsima ja avaldab merekeskkonnale pikaajalist mõju.

Kuigi veealuse plahvatuse peamiseks koheseks mõjuks on lööklaine ja ülerõhk, sõltub hävituskoha sügavuse valik ennekõike lõhkematerjali kogusest.

Uurimistöös käsitletu annab indikatsiooni keskkonnaseisundit mõjutavate tegurite olemasolust. Püstitatud teema edasi arenduseks oleks hea võtta valimiks üks kindel piirkond ja vaadelda detailselt veealuse plahvatuse mõju lindudele, hüljestele ja muule elusloodusele.

Olukorra muudab keeruliseks lõhkamistele ligipääsetavus, selleks tuleks leida ühised koostöökohad riiklike struktuuride ja teadusuuringuid läbiviivate institutsioonide vahel.

KASUTATUD KIRJANDUS

- [1] Rannikumere seire vastavuse analüüs Eesti ja rahvusvahelistele normatiivdokumentidele ja ettepanekud seireprogrammi muutmiseks. Tallinn: TÜ Eesti Mereinstituut. (2006).
<https://www.envir.ee/sites/default/files/seiresoovitused.pdf> (19.02.20).
- [2] Eesti mereala keskkonnaseisund 2018. Tallinn: Keskkonnaministeerium. (2019).
https://www.envir.ee/sites/default/files/2019.05.29_koondaruanne_msrd.pdf (05.02.20).
- [3] Eesti suurimad looduskatastroofid. M. Meribel. (2019). [on-line].
<https://www.ourboox.com/books/eesti-suurimad-looduskatastroofid/> (13.01.20).
- [4] Sinivetikad ehk Tsüanobakterid. Tallinn: Terviseamet. (2016).
https://www.terviseamet.ee/sites/default/files/Keskkonnatervis/sinivetikad_ehk_tsueanobakterid.pdf (02.03.20).
- [5] Global Sustainability Issues. [on-line]. <https://www.coursehero.com/file/p2ktlfo/dont-break-down-easily-and-nature-cannot-cope-2-Accumulation-of-substances/> (10.03.20).
- [6] **Raidma, M.** Globaliseerumine katastroofide maailmas. Eesti välis- ja julgeolekupoliitika. (2007). Nr. 43. [e-ajakiri] <https://diplomaatia.ee/globaliseerumine-katastroofide-maailmas/> (12.02.20).
- [7] Päästeseadus. (vastu võetud 05.05.2010, viimati jõustunud 15.03.2019). – Riigi Teataja
<https://www.riigiteataja.ee/akt/113032019123> (04.02.20).
- [8] Eesti Kaitsevägi. Merevägi. [veebileht]. <http://www.mil.ee/et/kaitsevagi/merevagi> (09.01.20).
- [9] **Reinart, A.** Kuidas tehiskaaslaste abil veekogusid uuritakse. Eesti Loodus. (2005). Nr.2 [e-ajakiri]. <http://www.eestiloodus.ee/index.php?artikkel=1001> (16.01.20).
- [10] **Nestor, J., Select, N., Zankl, S.** Looking for Eden at the Bottom of the Ocean. bioGraphic. (2017). <https://www.newsdeeply.com/oceans/articles/2017/12/25/looking-for-eden-at-the-bottom-of-the-ocean> (10.03.20).
- [11] **Paulus, S.** Maailma mered muutuste tuules. Horisont. (2018).Nr. 3 [e-ajakiri].
<http://www.horisont.ee/arhiiv-2018/Horisont-3-2018.pdf> (05.02.20).
- [12] **Mcduffie, J.** Why the Military Released GPS to the Public. Popular Mechanics. (2017).
<https://www.popularmechanics.com/technology/gadgets/a26980/why-the-military-released-gps-to-the-public/> (03.03.20).
- [13] Päästeameti Demineerimiskeskuse infosüsteem. (s.a). DEMIS. (05.03.20).

- [14] Päästeamet. Saare Kõmin 2019. [veebileht]. <https://www.rescue.ee/et/saare-komin-2019> (19.02.20).
- [15] **Beck, A.J., Gledhill, M., Schlosser, C., Stamer, B., Böttcher, C., Sternheim, J., Greinert, J., Achterberg, E.P.** Spread, Behavior, and Ecosystem Consequences of Conventional Munitions Compounds in Coastal Marine Waters. *Frontiers in Marine Science*. (2018). April Volume 5. Article 141.
- [16] Balticconnector. Keskkonnamõju hindamise aruanne. Majandus- ja Kommunikatsiooniministeerium. (2015).
https://www.envir.ee/sites/default/files/balticconnector_yva_estonia_est_40.pdf (10.01.20).
- [17] **Lumsden, L.** "Excellent Ammunition" Suffrage Newspaper Strategies During World War I. *Journalism History*. (1999). Volume 25. Pages 53- 63.
<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00947679.1999.12062511?journalCode=ujhi20> (12.02.20).
- [18] **Yinon, J.** Toxicity and Metabolism of Explosives. CRC Press. (1990). 1 edition. 192 p.
- [19] Trinitrotoluene. NIST Chemistry WebBook. (1990). SRD 69. [on-line].
<https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=118-96-7&Units=SI> (01.03.20).
- [20] Technical Fact Sheet – 2, 4, 6 – Trinitrotoluene (TNT). United States Environmental Protection Agency. (2014). https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-03/documents/ffrofactsheet_contaminant_tnt_january2014_final.pdf (12.02.20).
- [21] **Melnik, T.** Päästeameti Demineerimiskeskuse erikeemialalitus. Personal communication. (March, 2020). [e-mail].
- [22] **Sun, C.Q.** Solvation Dynamics. A Notion of Charge Injection. Springer. (2019). [on-line].
https://books.google.ee/books?id=aj2gDwAAQBAJ&pg=PA61&dq=2C7H5N3O6&hl=et&sa=X&ved=0ahUKEwiojdi894_oAhWrioKHR07DKQQ6AEIMTAB#v=onepage&q&f=false (04.01.20).
- [23] Cyclonite. National Library of Medicine. PubChem.
<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/RDX#section=2D-Structure> (10.03.20).
- [24] Technical Fact Sheet – Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX). United States Environmental Protection Agency. (2017). https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-10/documents/ffro_ecfactsheet_rdx_9-15-17_508.pdf (10.03.20).
- [25] **Hall, P.G.** Thermal decomposition and phase transitions in solid nitramines. *Trans. Faraday Society*. (1971). Volume 67. Pages 556-532.
<https://pubs.rsc.org/is/content/articlelanding/1971/tf/tf9716700556/unauth#!divAbstract> (10.03.20).

- [26] **Bellamy, A.J.** High Energy Density Materials. Springer. (2007). [on-line].
https://books.google.ee/books?id=Goa06nGm5AEC&pg=PA14&dq=C3H6N6O6+%E2%86%92+3N2+%2B+3H2O+%2B+3CO&hl=et&sa=X&ved=0ahUKewjWp56n_4_oAhUiBhAIHZ2UCacQ6AEIJjAA#v=onepage&q=C3H6N6O6%20%E2%86%92%203N2%20%2B%203H2O%20%2B%203CO&f=false (05.01.20).
- [27] **Keevin, T.M.** The Environmental Effects of Underwater Explosions with Methods to Mitigate Impacts. U.S. Army Corps of Engineers. (1997).
<https://semspub.epa.gov/work/01/550560.pdf> (14.01.20).
- [28] **Tripathy, G.R., Shirke, R.R.** Underwater Drilling and Blasting For Hard Rock Dredging In Indian Ports - A Case Study. Aquatic Procedia. (2015). Volume 4. Pages 248-255.
- [29] **Mason, T., Barham, R.** Estimated ranges of impact for various UXO detonations, Norfolk Vanguard. Subacoustech Environmental Ltd. (2018). E603R0401.
<https://infrastructure.planninginspectorate.gov.uk/wpcontent/ipc/uploads/projects/EN010079/EN010079-001535-Appendix%2005.04%20Underwater%20noise%20from%20UXO.pdf> (23.02.20).
- [30] **Costanzo, F.A.** Underwater Explosion Phenomena and Shock Physics. Society for Experimental Mechanics Inc. (2011).
<http://www.am.chalmers.se/~thab/IMAC/2010/PDFs/Papers/s38p003.pdf> (02.02.20).
- [31] **Razik, F., Miralem, B.** Underwater explosion effects of 60mm H.E. mortar bomb on a cylindrical concrete structure – PIT. Defence Technology (2019). Volume 15. Pages 65-71.
- [32] **Gan, N., Yao, X.L., Liu, L.T., Xiao, W., Wang, X.L.** Research on overall damage characteristics of a hull girder under explosion bubble collapse. Ocean Engineering (2019) Volume 188. 106315.
- [33] **Meng, Z.F., Cao, X.Y., Ming, F.R., Zhang, A.M., Wang, B.** Study on the Pressure Characteristics of Shock Wave Propagating across Multilayer Structures during Underwater Explosion. Shock and Vibration. (2019). Volume 2019. 9026214.
- [34] **Itoh, S., Liu, Z., Nadamitsu, Y.** An Investigation on the Properties of Underwater Shock Waves Generated in Underwater Explosions of High Explosives. J. Pressure Vessel Technol. (1997). Volume 119(4). Pages 498-502.
- [35] **Liu, M.B., Liu, G.R., Lam, K.Y., Zong, Z.** Smoothed particle hydrodynamics for numerical simulation of underwater explosion. Computational Mechanics. (2003). Volume 30. Pages 106-118.
- [36] **Wang, Y.G., Liao, C.C., Wang, J.H., Wang, W.** Numerical study for dynamic response of marine sediments subjected to underwater explosion. Ocean Engineering (2018). Volume 156. Pages 72-81.
- [37] **Tomberg, T.** Lõhketööd. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikool, Mäeinstituut. (1998).

- [38] Baltic Marine Environment Protection Commission. HELCOM. [veebileht] www.helcom.fi (11.01.20).
- [39] **Andersen, J.H., Carstensen, J., Conley, D.J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B.G., Josefson, A.B., Norkko, A., Villnas, A., Murray, C.** Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. Biological Reviews. (2017). Volume 92. Issue 1. Pages 135-149.
- [40] Keskkonnaagentuur. Mereseire. [veebileht]. <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/meri/mereseire> (07.01.20).
- [41] **Martin, G.** Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum. Tallinn: TÜ Eesti Mereinstituut. Aruanne MSFD artikkel 9 ja 10 nõuete täitmiseks. (2012). https://www.envir.ee/sites/default/files/2019.05.29_koondaruanne_msrd.pdf (17.02.20).
- [42] Eutrophication Supplementary report. HELCOM Thematic assessment of eutrophication 2011-2016. State of the Baltic Sea' report. Baltic Sea Environment Proceedings (2018). No. 156. <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wpcontent/uploads/2019/09/BSEP156-Eutrophication.pdf> (02.03.20).
- [43] HELCOMi Läänemere tegevuskava. (2007). https://www.envir.ee/sites/default/files/laanemeretegevuskava_eestikeeles.pdf (02.03.20).
- [44] Keskkonnaministerium. Eelis. [veebileht]. <https://infoleht.keskkonnainfo.ee/default.aspx> (23.01.20).
- [45] Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings. (2013). No. 142.
- [46] **Lees, H.** Development of Analysis Methods to Detect the Use of Explosives and Chemical Warfare Agents. Doctoral Thesis. Tallinn University of Technology. Department of Chemistry and Biotechnology. Tallinn. (2018). Pages 106.
- [47] **Czub, M., Kotwicki, L., Lang, T., Sanderson, H., Klusek, Z., Grabowski, M., Szubska, M., Jakacki, J., Andrzejewski, J., Rak, D., Beldowski, J.** Deep sea habitats in the chemical warfare dumping areas of the Baltic Sea. Science of the Total Environment (2018). Volume 616–617. Pages 1485-1497.
- [48] **Pajusalu, L., Martin, G., Paalme, T., Põllumäe, A., Oganjan, K.** Hapestuv maailmamerevesi on suur oht kogu mereökosüsteemile. Eesti Loodus. (2015). Nr. 9/2015 [e-ajakiri]. http://www.eestiloodus.ee/arhiiv/Eesti_Loodus09_2015.pdf (04.02.20).
- [49] **Martin, G.** Mis on ookeanide hapestumine. Novaator. (2017). <https://novaator.err.ee/260114/100-sekundi-video-mis-on-ookeanide-hapestumine> (09.03.20).
- [50] **Hansen, N.H.** Imeline Teadus. Totaalne rünnak CO₂ vastu. (2020). Nr.2. lk 26-33.

- [51] **Garpe, K.** Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Swedish Environmental Protection Agency. (2008). Report 5873.
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5873-9.pdf>
(16.02.20).
- [52] **Bagocius, D., Naršcius, A.** Underwater noise level predictions of ammunition explosions in the shallow area of Lithuanian Baltic Sea. *Environmental Pollution* (2019). Volume 252. Pages 1311-1317.
- [53] **Beck, A.** Effects of munitions in the seas only partially known. Geomar Helmholtz Centre for Ocean Research Kiel. (2018).
<https://www.sciencedaily.com/releases/2018/04/180430102522.htm> (22.01.20).
- [54] **Gordon, D., Nawala, J., Szala, M., Dziedzic, D., Dawidziuk, B., Popiel, S.** Development of analytical methods used for the study of 2,4,6-trinitrotoluene degradation kinetics in simulated sediment samples from the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* (2018). Volume 135. Pages 397–410.
- [55] **Õun, M., Ojalo, H.** Võitlused Läänemerel 1914-1918. Esimene Maailmasõda Koduvetes. (2011). 293 lk.
- [56] **Õun, M.** II Maailmasõja faktid ja legendid. (2015). 270 lk.
- [57] **Szarejko, A., Namiešnik, J.** The Baltic Sea as a dumping site of chemical munitions and chemical warfare agents. *Chemistry and Ecology*. (2008). Volume 25. Pages 13-26.
- [58] **Nõmmsalu, H., Juhanson, K., Elvisto, T., Robal, M., Glikasa, O., Karule, L., Balti Keskkonnafoorum Eesti, Tallinna Ülikool, Liepaja Ülikool.** (2014). Mõtle, mida tarbid vali vähem ohtlikke aineid sisaldavaid tooteid. Käsiraamat Õpetajatele. Tallinn. [on-line].
http://bef.ee/wp-content/uploads/2014/04/TeachersHandbook_EST.pdf (03.02.20)
- [59] **Strehse, J.S., Appel, D., Geist, C., Martin, H.J., Maser, E.** Biomonitoring of 2,4,6-trinitrotoluene and degradation products in the marine environment with transplanted blue mussels (*M. edulis*). *Toxicology* (2017). Volume 390. Pages 117–123.
- [60] **Rosen, G., Lotufo, G.R.** Bioaccumulation of explosive compounds in the marine mussel, *Mytilus galloprovincialis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (2007). Volume 68. Pages 237–245.
- [61] **Carlsona, T.J., Johnsonb, G.E., Skalskic, J.R., Woodley, C.M.** Estimating the take of migrating adult chum salmon (*Oncorhynchus keta*) caused by confined underwater rock blasting. *Environmental Impact Assessment Review* (2019). Volume 77. Pages 85–92.
- [62] **Ketten, D.R.** Estimates of blast injury and acoustic traumazones for marine mammals from underwater explosions. *Sensory Systems of Aquatic Mammals*. De Spil Publishers, Woerden. The Netherlands. (1995). Pages 391-408.

- [63] **Viada, S.T., Hammer, R.M., Racca, R., Hannay, D., Thompson, M.J., Balcom, B.J., Phillips, N.W.** Review of potential impacts to sea turtles from underwater explosive removal of offshore structures. *Environmental Impact Assessment Review*. (2008). Volume 28. Issues 4-5. May-June. Pages 267-285.
- [64] **Benda-Beckmann, A.M., Aarts, G., Sertlek, H.O., Lucke, K., Verboom, W.C., Kastelein, R.A., Ketten, D.R., Bemmelen, R., Lam, F-P.A., Kirkwood, R.J., Ainslie, M.A.** Assessing the Impact of Underwater Clearance of Unexploded Ordnance on Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Southern North Sea. *Aquatic Mammals*. (2015). Volume 41(4). Pages 503-523.
- [65] **Koschinski, S.** Underwater Noise Pollution From Munitions Clearance and Disposal, Possible Effects on Marine Vertebrates, and Its Mitigation. *Marine Technology Society Journal*. (2011). Volume 45. Nr 6, November/December. Pages 80-88(9).
- [66] **Kerri, D., Leger, St., Judy, A.** Seabird and Dolphin Mortality Associated with Underwater Detonation Exercises. *Marine Technology Society Journal*. (2011). Volume 45. Nr 6. November/December. Pages 89-95(7).
- [67] **Govoni, J., West, M., Settle, L., Lynch, R., Michael, G.** Effects of Underwater Explosions on Larval Fish: Implications for a Coastal Engineering Project. *Greene Journal of Coastal Research*. (2008). Volume 24. Pages 228–233.
- [68] **Popper, A., Hawkins, A.** Peer-Reviewed Studies on the Effects of Anthropogenic Noise on Marine Invertebrates: From Scallop Larvae to Giant Squid. In: (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life II. Advances in Experimental Medicine and Biology*. (2016). Volume 875. Springer, New York.
- [69] **Popper, A., Hastings, M.C.** The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*. (2009). Volume 75. Pages 455–489.
- [70] **Beldowski, J., Szubska, M., Siedlewicz, G., Korejwo, E., Grabowski, M., Beldowska, M., Kwasigroch, U., Fabisiak, J., Łońska, E., Szala, M., Pempkowiak, J.** Sea-dumped ammunition as a possible source of mercury to the Baltic Sea sediments. *Science of the Total Environment*. (2019). Volume 674. Pages 363–373.
- [71] **Aarts, G., Benda-Beckmann, A.M., Lucke, K., Sertlek, H.O., Bemmelen, R., Geelhoed, S.C.V., Brasseur, S., Scheidat, M., Lam, F-P.A., Slabbekoorn, H., Kirkwood, R.** Harbour porpoise movement strategy affects cumulative number of animals acoustically exposed to underwater explosions. *Inter-Research Science Publisher. MEPS* (2016). Volume 557. Pages 261-275.
- [72] **Eugene, C.L., and Tiller, Richard, E. and Hammer, R.C. and Olson, R.M. and Beaven, G. F., and Coker, C.M. (eds.).** Effects of underwater explosions on oysters, crabs and fish: a preliminary report. Solomons Island, MD. Chesapeake Biological Laboratory. (1948).

- [73] **Bagočius, D.** Underwater noise generated by the detonation of historical ordnance in the Baltic Sea, Lithuania: potential ecological impacts on marine life. *Baltica*. (2013). Volume 26 (2). Vilnius. Pages. 187–192.
- [74] **Keevin, T.M.** A Review of Natural Resource Agency Recommendations for Mitigating the Impacts of Underwater Blasting. *Reviews in Fisheries Science*. (1998). Volume 6:4. Pages 281-313.
- [75] **Peng, J., Ma, F.** Numerical Simulation Study of Target Response under Underwater Explosion. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. (2019). Volume 252.
- [76] **Rivera, F.M., Beaulieu, C., Deschamps, S., Paquet, L., Hawari, J.** Determination of explosives in environmental water samples by solid-phase microextraction–liquid chromatography. *Journal of Chromatography A*. (2004) Volume 1048. Issue 2. Pages 213-221.
- [77] **Sisco, E.R., Najarro, M.N., Bridge, C., Aranda, R.** Quantifying the degradation of TNT and RDX in a saline environment with and without UV-exposure. *Forensic Science International*. National Institute of Standards and Technology. (2015). Volume 251.
- [78] Eesti Keskkonnauuringute Keskus. UV-kiirgus. [veebileht].
<http://www.klab.ee/o3/osoonikiht/uv-kiirgus/> (12.02.20).
- [79] **Tomberg, T., Veersalu, K.** Lõhketööd I. Mäenduslikud ja enamlevinud lõhketööd. Tallinna Tehnikaülikool. Tallinn. (2017). [on-line]
https://ttu.ee/public/g/Geoloogia_instituut/Oppematerjal/LOHKETOOD_LOENGUKONSPEKT.pdf (03.02.20).
- [80] **Laanet, S.** Lõhkeaineekspertiis. *Kriminalistika Ekspertiisid*. Tallinn: Sisekaitseakadeemia. (2013). lk 309-338.
- [81] **Klesmann, V.** Merevägi. Personal communication. (January, 2020). [e-mail].
- [82] **Dave, G., Nilsson, E., Wernersson, A-S.** Sediment and water phase toxicity and UV-activation of six chemicals used in military explosives. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. . (2008). Volume 3. Pages 291-299.
- [83] **Stucki, H.** Toxicity and Degradation of Explosives. *CHIMIA International Journal for Chemistry*. (2004). Volume 58(6). Pages 409-413.
- [84] **Chatterjee, S., Deb, U., Datta, S., Walther, C., Gupta, D.K.** Common explosives (TNT, RDX, HMX) and their fate in the environment: Emphasizing bioremediation. *Chemosphere*. (2017). Volume 184. Pages 438-451.
- [85] **Djerdjev, A.M., Priyananda, P., Gore, J., Beattie, J.K., Neto, C., Hawkett, B.S.** The mechanism of the spontaneous detonation of ammonium nitrate in reactive grounds. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. (2018). Volume 6. Issue 1. Pages 281-288.

- [86] Kust tuleb geotermiline energia. Õpik. [veebileht].
<https://opik.fyysika.ee/index.php/book/section/40829#/section/40829> (11.02.20)
- [87] **Orru, M.** Maavarade tundmine ja mineraalide määramine. TTÜ Mäeinstituut. [veebileht].
[https://www.ttu.ee/public/v/Virumaakolledz/Teenused/koolitus/Maavarad Orru 200313.pdf](https://www.ttu.ee/public/v/Virumaakolledz/Teenused/koolitus/Maavarad_Orru_200313.pdf) (11.02.20).
- [88] **Oluwoye, I., Dlugogorski, B.Z., Gore, J., Oskierski, H.C., Altarawneh, H.** Atmospheric emission of NO_x from mining explosives: A critical review. *Atmospheric Environment*. (2017). Volume 167. Pages 81-96.
- [89] **Iital, A., Loigu, E., Pachel, K., Voronova, V., Reihan, A., Kuusik, A.** Bioloogiliselt omastatava lämmastiku bilanss Eestis. Projekt „Riia lahe lämmastiku haldamise integreeritud süsteem“ (GURINIMAS) Aruanne. Tallinna Tehnikaülikool. (2019).
https://www.envir.ee/sites/default/files/bioloogiliselt_omastatava_lammastiku_bilanss_eestis.pdf (18.02.20).
- [90] Keskkonnaministeerium. Elukeskkonnas ringleva lämmastiku kogus on ära hinnatud. [veebileht]. <https://www.envir.ee/et/uudised/elukeskkonnas-ringleva-lammastiku-kogus-ara-hinnatud> (27.02.20).
- [91] Euroopa Keskkonnaagentuur. Õhk, mida me hingame. [veebileht].
<https://www.eea.europa.eu/et/eka-signaalid/signaalid-2013/artiklid/ohk-mida-me-hingame> (11.02.20).
- [92] Päästeameti Demineerimiskeskuse andmekogu. Miinimuuseum. (12.02.20).
- [93] **Luning Prak, D.J., Breuer, J.E-T., Rios, E.A., Jedlicka, E.E., O'Sullivan, D.W.** Photolysis of 2,4,6-trinitrotoluene in seawater and estuarywater: Impact of pH, temperature, salinity, and dissolved organic matter. *Marine Pollution Bulletin*. (2017). Volume 114. Pages 977–986.
- [94] **Masso, A.** E-kursus. Kvantitatiivne andmeanalüüs (SPSS'iga). Tartu Ülikool. (2011). [veebileht]. <https://dspace.ut.ee/handle/10062/17869> (19.02.20).

SUMMARY

The research to evaluate the impact of destroying underwater explosives on environmental status and biota has not been conducted in Estonia before. This field has been studied and also experimentally measured and simulated in international scientific papers; however, its theoretical aspect is modest compared to the evaluation of the effects of more globally topical anthropogenic impact factors. This can be understood, as the access to the process of blasting underwater explosives and to the activities conducted in this respect owing to the military field is either completely restricted or possible only through cumbersome and time-consuming regulations.

The immediate effects of underwater explosions and their evaluation is a unique process, as the conditions and surrounding environment are in a constant change, so to conduct two or more identical blastings is practically impossible.

The aim of the current thesis is to describe the effects of the underwater destruction of explosives on the ecosystem of the Baltic Sea and to work out recommendations to minimise its negative impact. To evaluate the scope of post-explosion effects, it was necessary to carry out onsite observations at the immediate blasting site in the open sea and to collect material for comparison to be analysed in a chemical laboratory.

The measurements of the water column parameters before and immediately after blasting allowed to register changes in physico-chemical indicators of the water column. Considering the complexity of conducting such measurements (both technically and logistically), it was possible to describe the immediate effect of the explosion and illustrate the effect of the underwater blasting on the parameters influencing the trophicity level of the marine environment by using the data measured in real settings.

Post-explosion underwater changes are notionally comparable with other anthropogenic impact factors on the marine environment, such as eutrophication, underwater noise, and seabed disturbances. According to the data of the research paper, as a result of the blast of the explosives, an estimated one-fifth ($\frac{1}{5}$) of nitrogen compounds (TNT chemical reaction)

of the explosive material total mass is released, which is one of the main nutrients of the marine environment, and it predisposes the emergence of blue-green algae.

The example of the Bay of Tallinn illustrated that the amount of explosive substances found on the seabed converted into the nitrogen volumes could pose a potential larger threat to the marine environment than the load of Tallinn Wastewater Treatment Plant, which is the largest point source pollution in the Estonian coastal sea.

Considering the above-mentioned, it can be concluded that the destruction of individual explosives scattered in different areas does not have a long-term effect on the marine environment; however, it can have a direct negative impact on the wild-life in the immediate area and the seabed topography. On the basis of the conducted on-site observations within this research, it can be said that the post-explosion effect within the radius of 300 metres was instantly lethal for the fish and aurelia.

The seabed disturbance can be measured by divers or underwater robots the following day, after the sediment risen from the seabed has settled out or has been taken away from the explosion epicentre by currents. The crater formed in the explosion epicentre remains on the seabed, and it has a long-term effect on the marine environment.

Even though the main immediate effect of the underwater explosion is a shockwave and excess pressure, the choice of the destruction site depth depends primarily on the amount of the explosive substance.

The addressed issues in the research paper give an indication about the existence of impact factors influencing the environmental status. In order to further develop the subject matter, it would be good to select a certain area and thoroughly observe the effect of an underwater explosion on birds, seals, and other wildlife representatives.

The situation is complicated by the accessibility of blasting operations; an opportunity for joint cooperation between the state entities and institutions conducting research should be found.

Recommendations to minimise environmental impact and implement mitigation measures during underwater blasting operations.

To mitigate the damage caused to the marine environment when destroying explosives in the marine environment one should consider the following recommendations:

- 1) For underwater blasting operations, a description of a potential damage and risk assessment should be compiled; it should contain the properties and amount of the blasting explosive, the peculiarities of the blasting site (depth, seabed features, direction of currents), and the components of the affected ecosystem (the importance of the area in terms of fishery stock, the existence of protected species and habitats in the radius of influence, etc);
- 2) The place and time of blasting operations should be coordinated with environmental experts (to avoid the spawning period of fish, nesting time of birds);
- 3) When choosing a site for blasting operations, select the greatest possible depth, a longer distance from the shore, a more hydrologically active area, and a hard seabed area in terms of a seabed substrate;
- 4) If possible, choose one specific area for underwater blasting operations;
- 5) Use acoustic deterrents immediately before the blast to mitigate the impact on the marine mammals, fish, and birds;
- 6) If it is not possible to select the location and there is a potentially damageable object in the proximity (a seal rookery, seabird nesting grounds), use mechanical tools to mitigate the impact (a bubble curtain, a physical barrier, etc.).

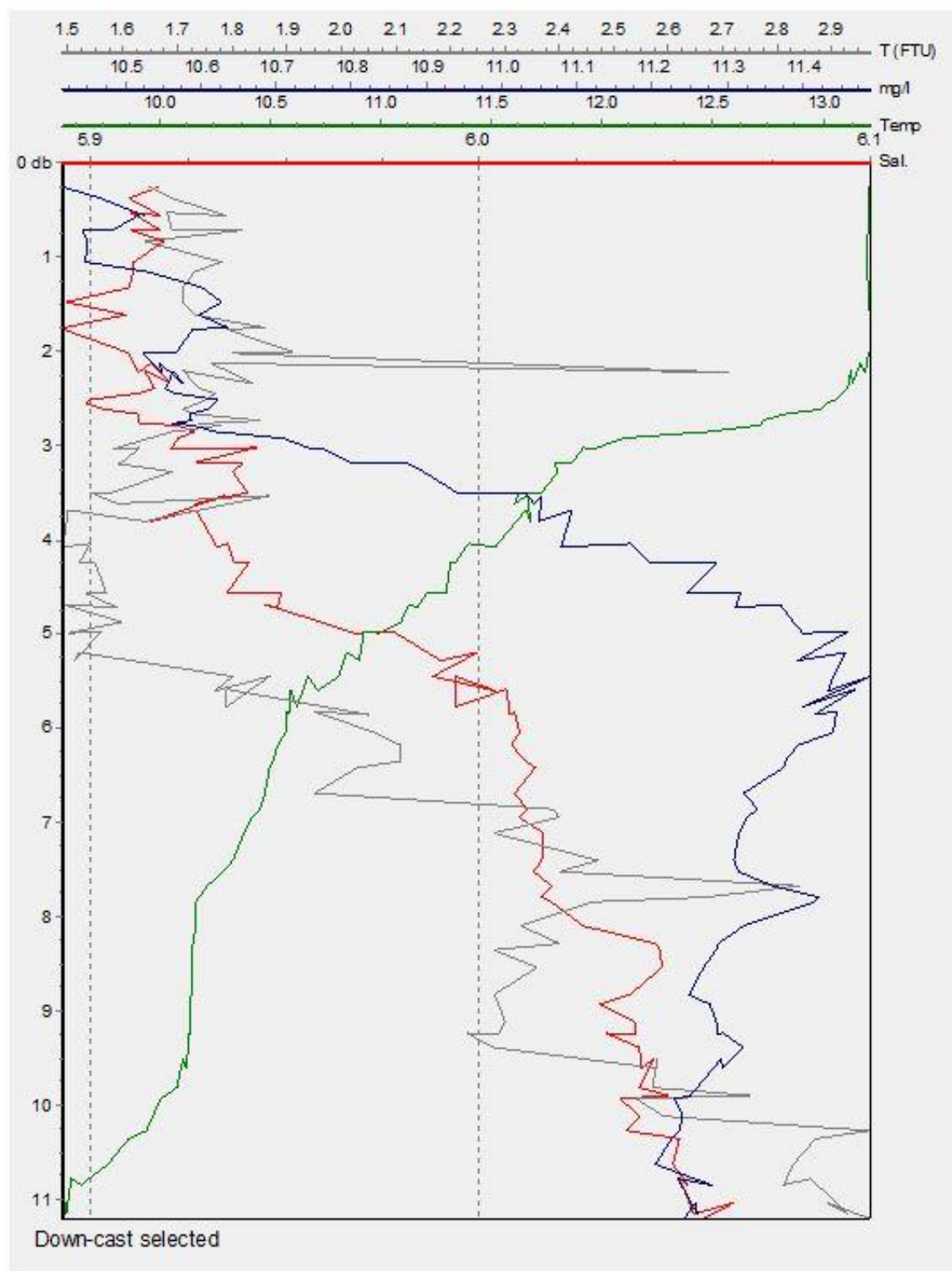
LISAD

Lisa 1. Laborianalüüside tulemused

Tabel 1. Seire liik: proovivõtt enne lõhkamist

Määratavad parameetrid	Mõõdetud sügavusel 1 m	Mõõdetud sügavusel 10 m
Proovivõtu kuupäev	24.05.2019	24.05.2019
Märkused	Proov võetud enne lõhkamist	Proov võetud enne lõhkamist
Laboratoorne töö nr	710	711
orto-fosfaat μmol P/l	0,33	0,24
Nitraat + nitrit μmol N/l	0,24	0,23
Nitrit μmol N/l	0,03	0,03
Nitraat* μmol N/l	0,2	0,2
Silikaat μmol Si/l	7,24	10,24
Üldfosfor μmol P/l	0,4	0,35
Üldlämmastik μmol N/l	19,69	20

Lisa 1 järg



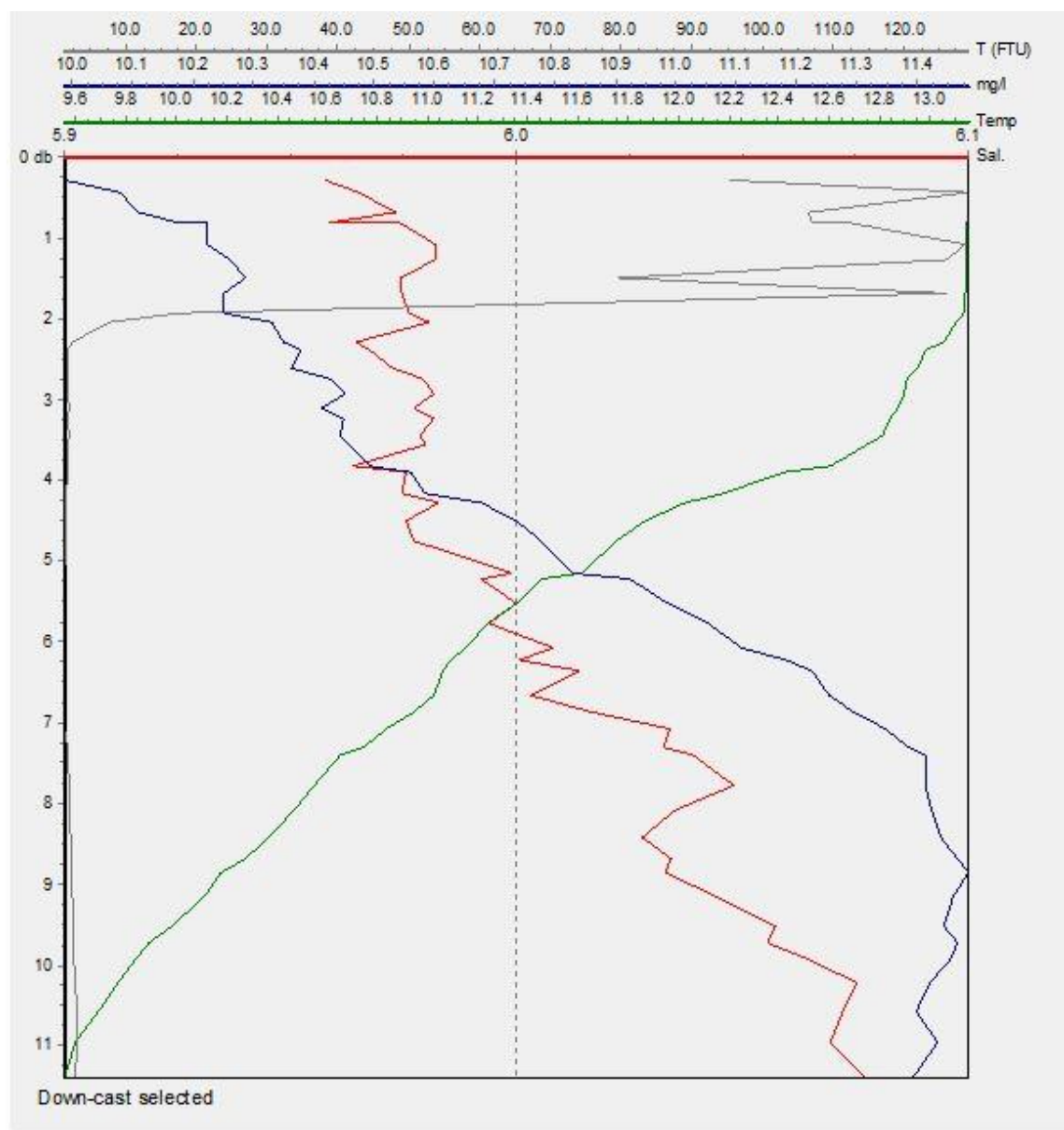
Joonis 1. Veesamba vertikaalprofiil enne lõhkamist (24.05.2019) (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 1 järg

Tabel 2. Seire liik: lõhkamine 1

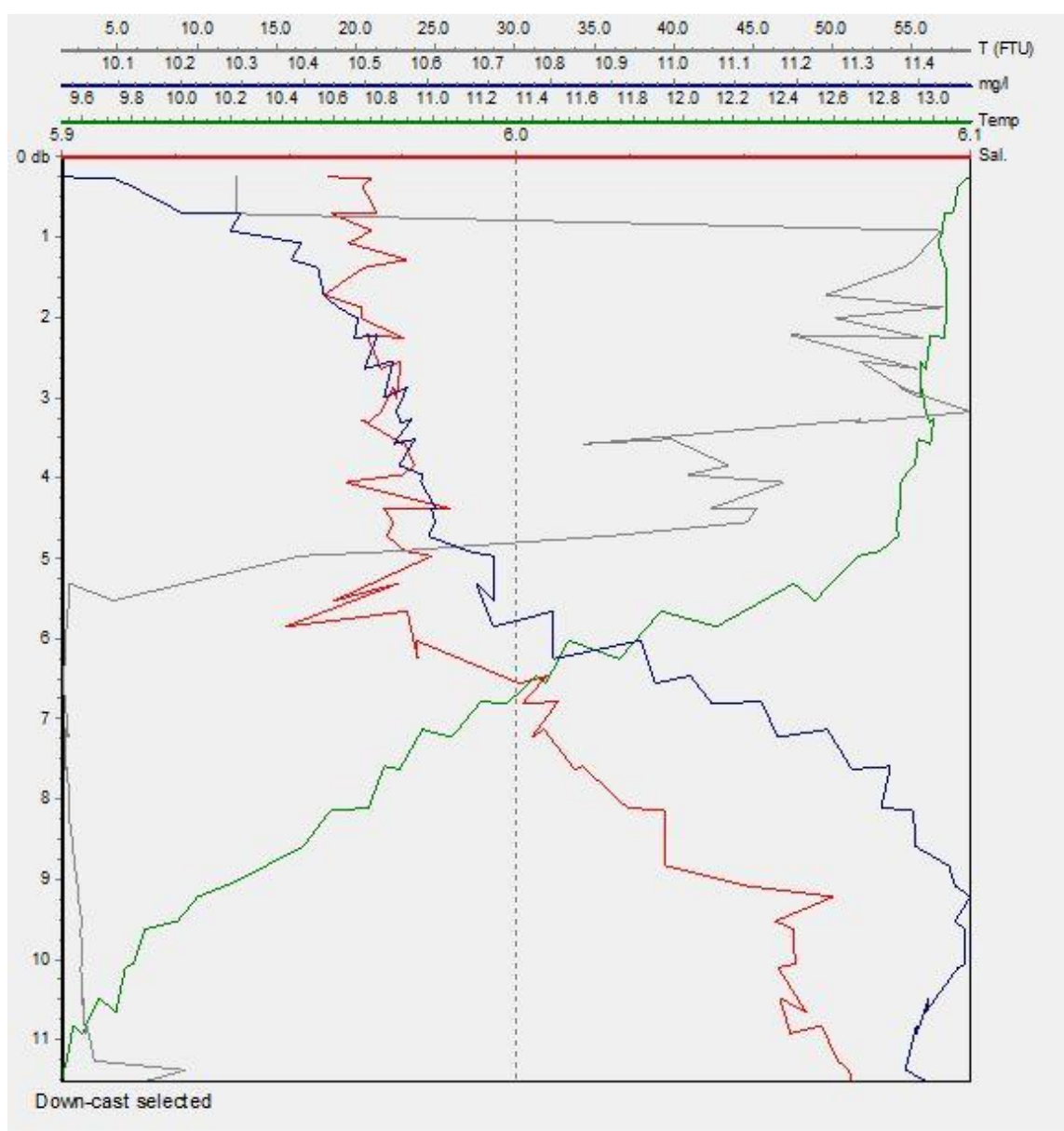
Määratavad parameetrid	Mõõdetud sügavusel 1 m	Mõõdetud sügavusel 10 m
Proovivõtu kuupäev	24.05.2019	24.05.2019
Märkused	Proov võetud peale lõhkamist	Proov võetud peale lõhkamist
Laboratoorne töö nr	708	709
orto-fosfaat μmol P/l	0,26	1,04
Nitraat + nitrit μmol N/l	0,32	0,83
Nitrit μmol N/l	0,09	0,19
Nitraat* μmol N/l	0,23	0,64
Silikaat μmol Si/l	5,39	6,61
Üldfosfor μmol P/l	0,34	1,15
Üldlämmastik μmol N/l	22,23	28,38

Lisa 1 järg



Joonis 2. Veesamba vertikaalprofiil lõhkamine 1 (24.05.2019) (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 1 järg



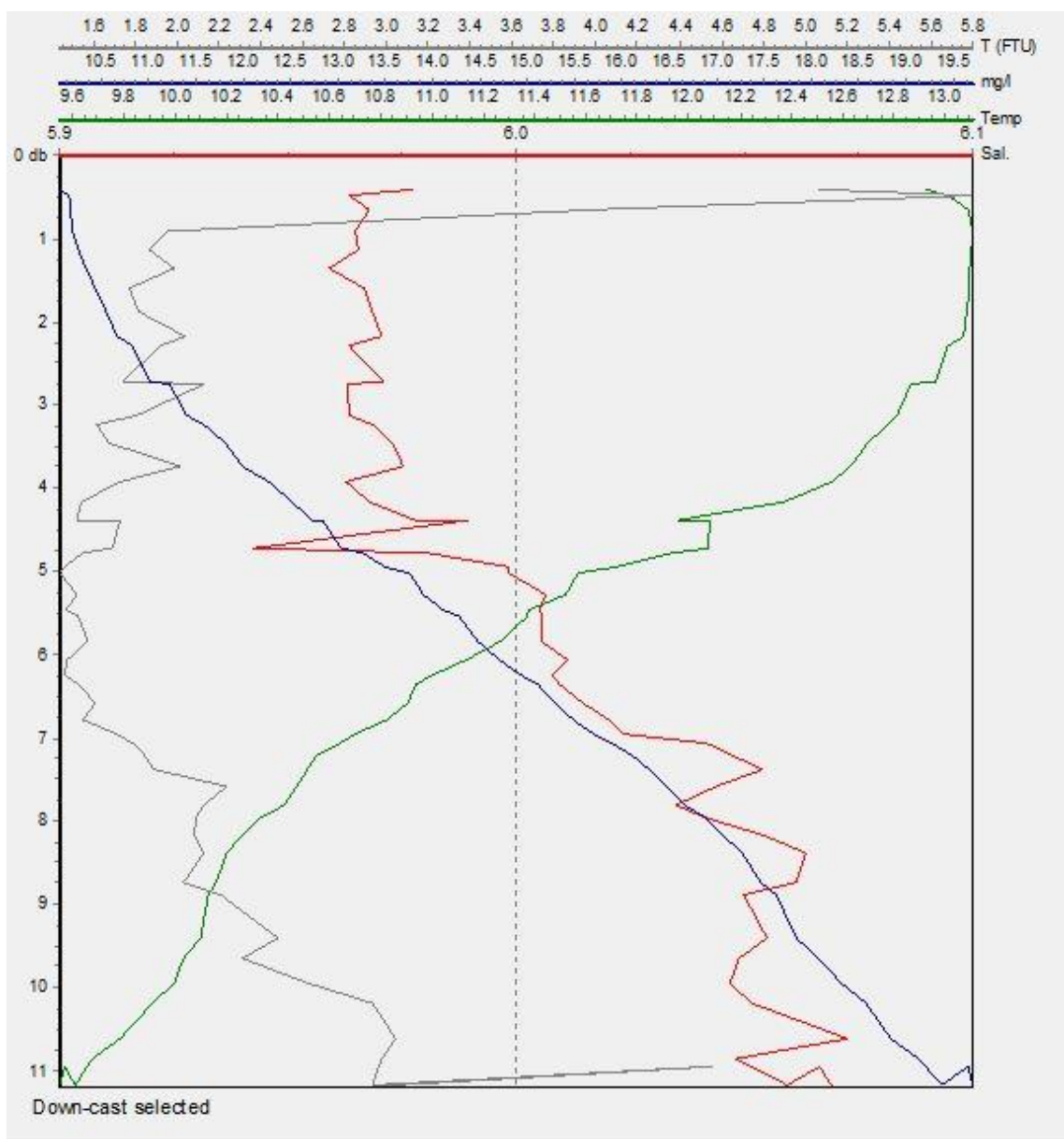
Joonis 3. Veesamba vertikaalprofiil lõhkamine 1 (24.05.2019) 10 min. hiljem (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 1 järg

Tabel 3. Seire liik: lõhkamine 2

Määratavad parameetrid	Mõõdetud sügavusel 1 m	Mõõdetud sügavusel 10 m
Proovivõtu kuupäev	24.05.2019	24.05.2019
Märkused	Proov võetud peale lõhkamist	Proov võetud peale lõhkamist
Laboratoorne töö nr	712	713
orto-fosfaat μmol P/l	0,27	0,27
Nitraat + nitrit μmol N/l	0,62	0,53
Nitrit μmol N/l	0,54	0,32
Nitraat* μmol N/l	0,08	0,21
Silikaat μmol Si/l	9,83	11,19
Üldfosfor μmol P/l	0,47	0,34
Üldlämmastik μmol N/l	28,2	22,13

Lisa 1 järg



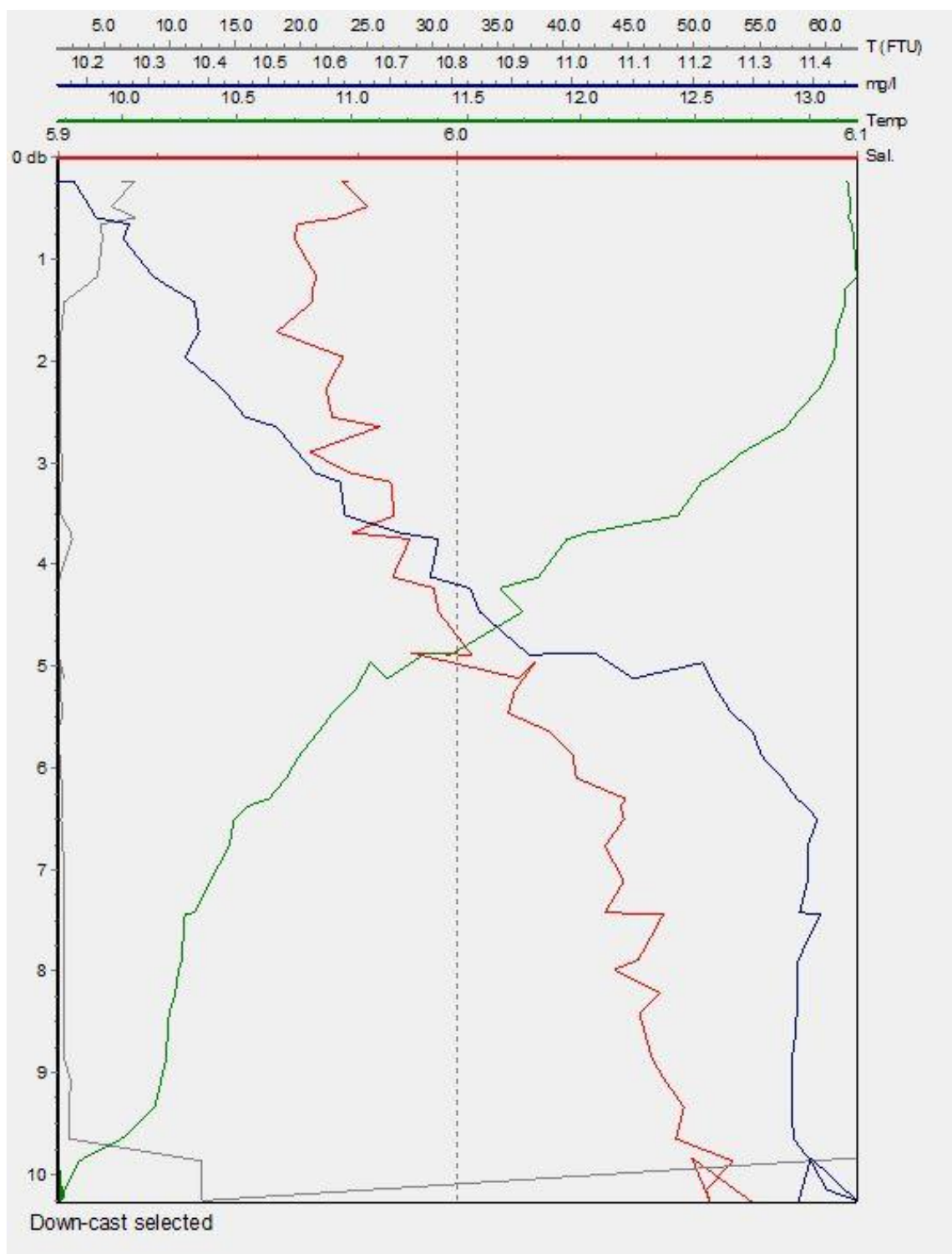
Joonis 4. Veesamba vertikaalprofiil lõhkamine 2 (24.05.2019) (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 1 järg

Tabel 4. Seire liik: lõhkamine 3

Määratavad parameetrid	Mõõdetud sügavusel 1 m	Mõõdetud sügavusel 10 m
Proovivõtu kuupäev	24.05.2019	24.05.2019
Märkused	Proov võetud peale lõhkamist	Proov võetud peale lõhkamist
Laboratoorne töö nr	714	715
orto-fosfaat μmol P/l	0,31	0,18
Nitraat + nitrit μmol N/l	1,21	0,21
Nitrit μmol N/l	0,07	0,03
Nitraat* μmol N/l	1,14	0,18
Silikaat μmol Si/l	8,73	10,04
Üldfosfor μmol P/l	0,31	0,19
Üldlämmastik μmol N/l	39,01	14,2

Lisa 1 järg



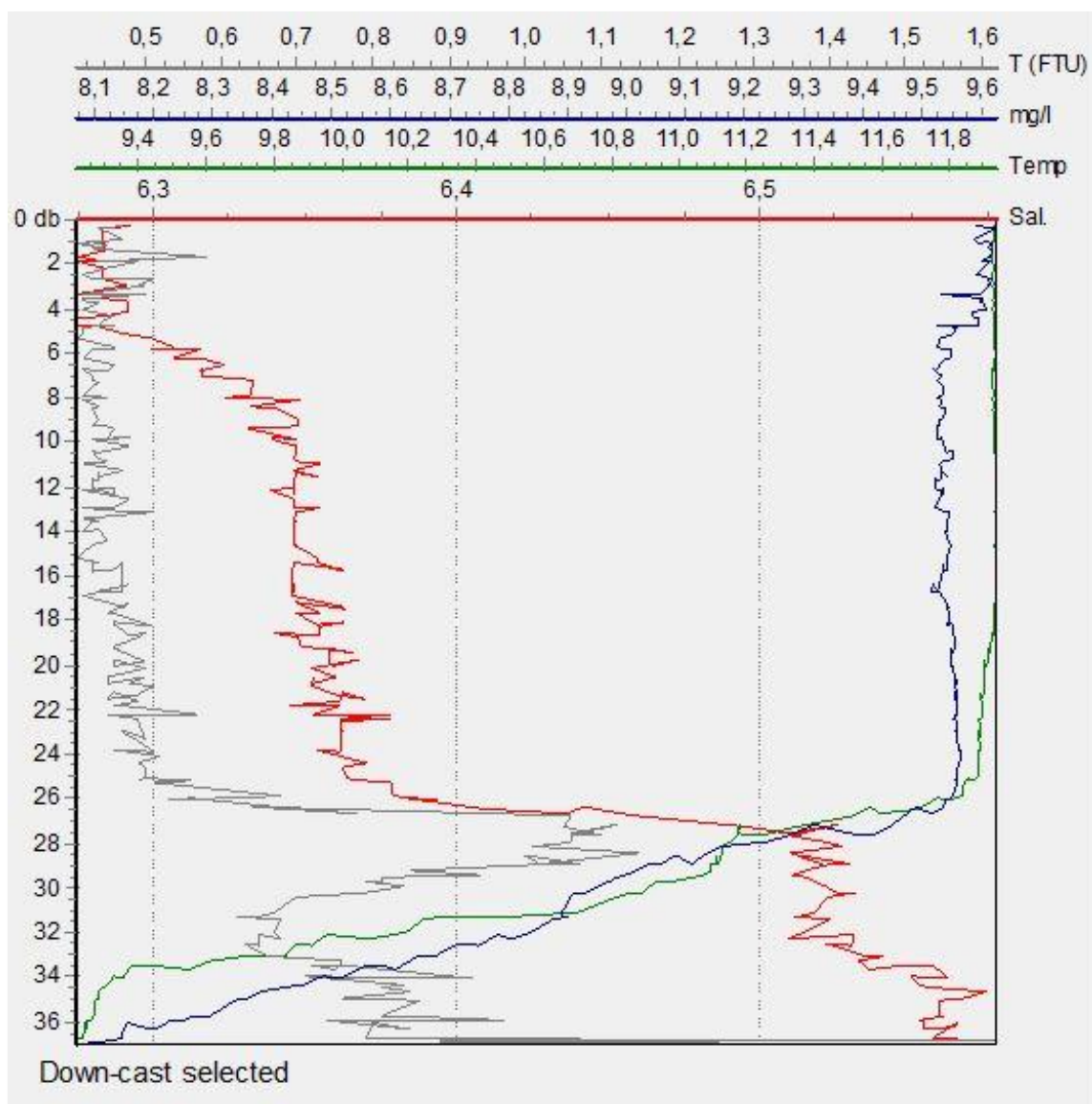
Joonis 5. Veesamba vertikaalprofiil lõhkamine 3 (24.05.2019) (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 1 järg

Tabel 5. Seire liik: proovivõtt enne lõhkamist

Määratavad parameetrid	Mõõdetud sügavusel 1 m	Mõõdetud sügavusel 30 m
Proovivõtu kuupäev	17.10.2019	17.10.2019
Märkused	Proov võetud enne lõhkamist	Proov võetud enne lõhkamist
Laboratoorne töö nr	1754	1755
orto-fosfaat μmol P/l	1	0,48
Nitraat + nitrit μmol N/l	3,77	1,01
Nitrit μmol N/l	0,17	0,14
Nitraat* μmol N/l	3,59	0,87
Silikaat μmol Si/l	18,8	10,06
Üldfosfor μmol P/l	1,01	0,52
Üldlämmastik μmol N/l	24,35	21,31

Lisa 1 järg



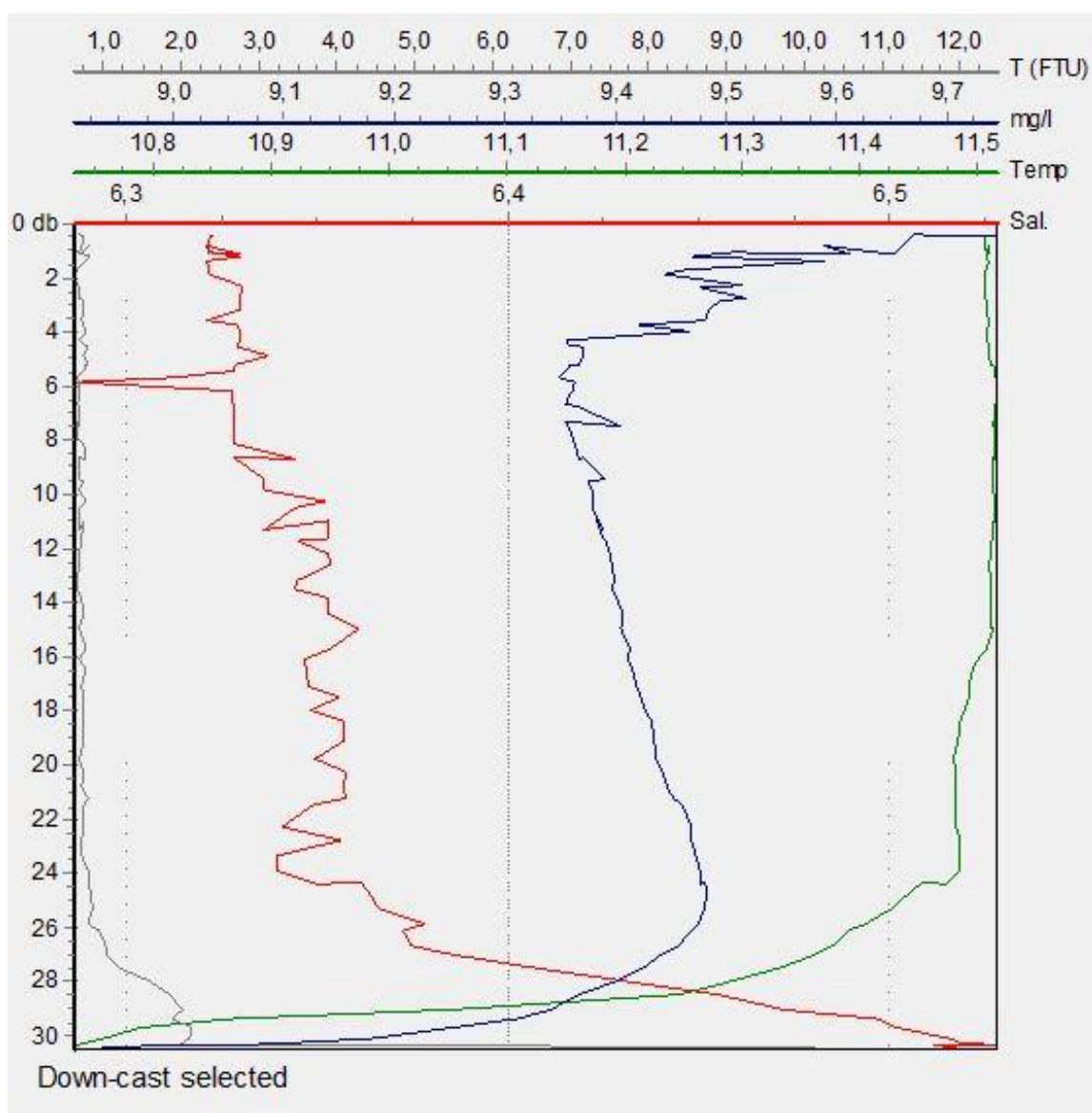
Joonis 6. Veesamba vertikaalprofiil enne lõhkamist (17.10.2019) (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 1 järg

Tabel 6. Seire liik: lõhkamine 4

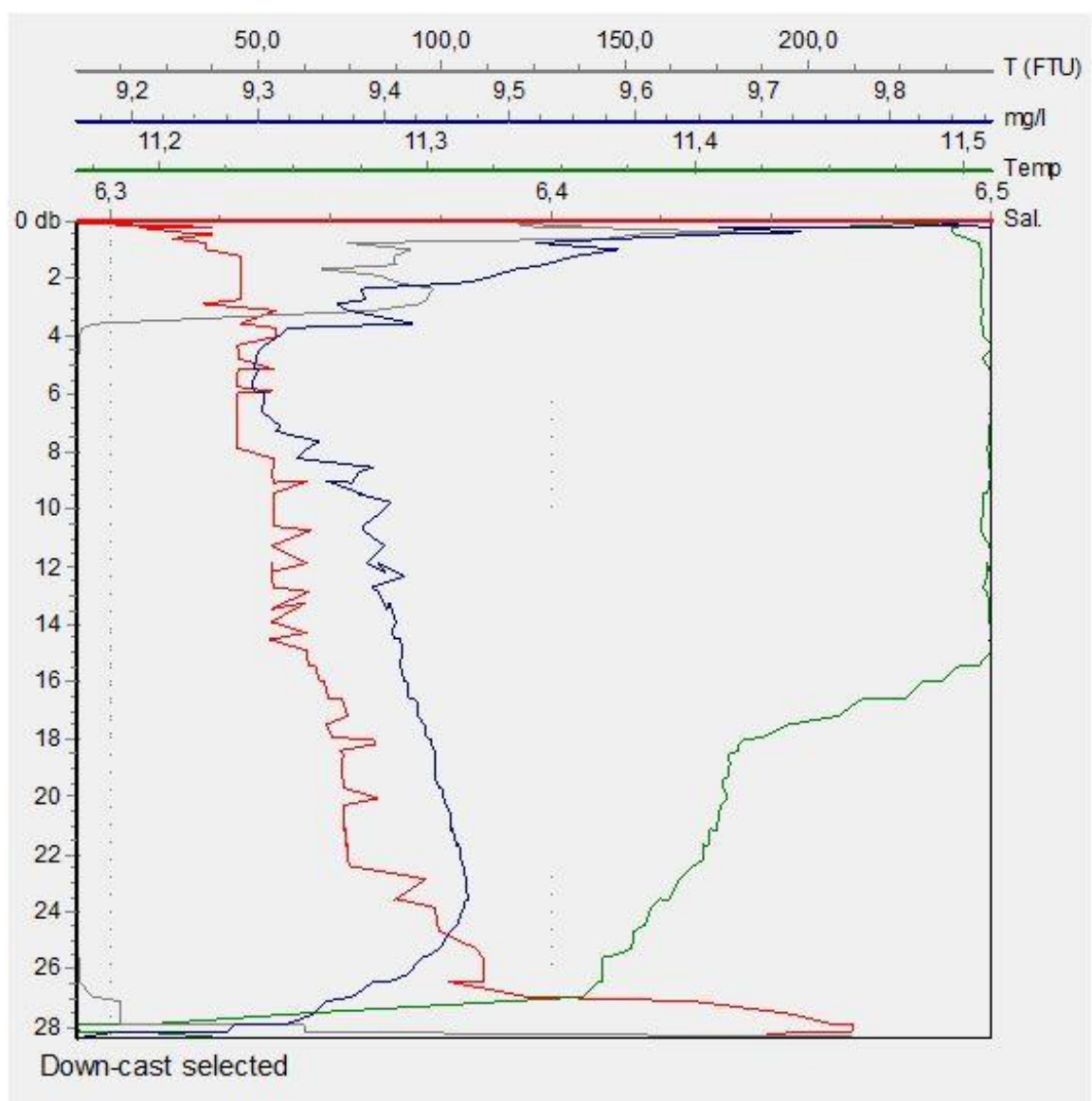
Määratavad parameetrid	Mõõdetud sügavusel 1 m	Mõõdetud sügavusel 30 m
Proovivõtu kuupäev	17.10.2019	17.10.2019
Märkused	Proov võetud 5 min peale lõhkamist	Proov võetud 5 min peale lõhkamist
Laboratoorne töö nr	1756	1757
orto-fosfaat μmol P/l	0,52	0,63
Nitraat + nitrit μmol N/l	2,66	2,43
Nitrit μmol N/l	0,41	0,23
Nitraat* μmol N/l	2,25	2,2
Silikaat μmol Si/l	13,04	14,87
Üldfosfor μmol P/l	0,6	0,68
Üldlämmastik μmol N/l	29,58	22,96

Lisa 1 järg



Joonis 7. Veesamba vertikaalprofiil lõhkamine 4 (24.05.2019) (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 1 järg



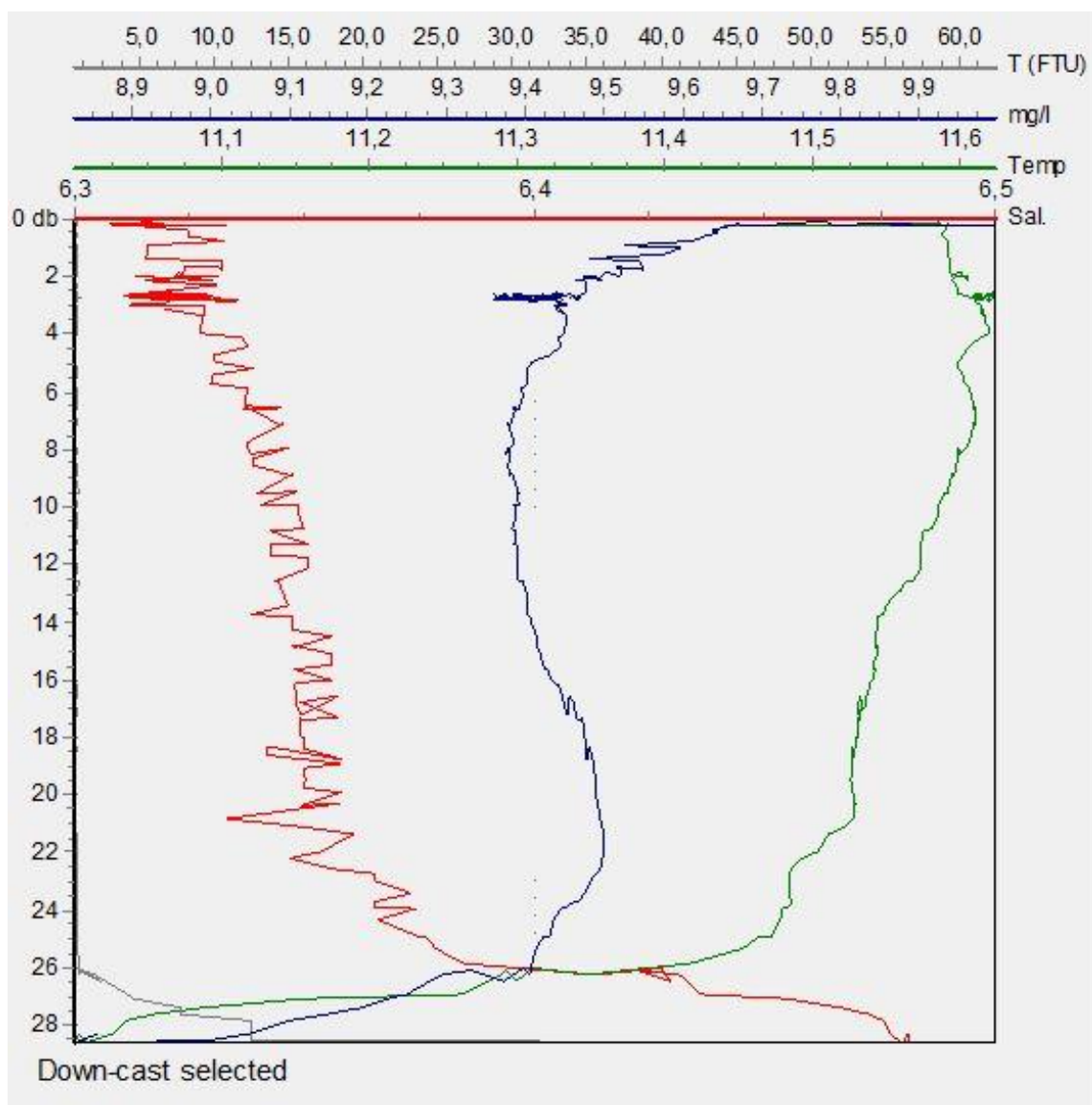
Joonis 8. Veesamba vertikaalprofiil lõhkamine 4 (17.19.2019) 7 min. hiljem (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 1 järg

Tabel 7. Seire liik: lõhkamine 4

Määratavad parameetrid	Mõõdetud sügavusel 1 m	Mõõdetud sügavusel 30 m
Proovivõtu kuupäev	17.10.2019	17.10.2019
Märkused	Proov võetud 20 min peale lõhkamist	Proov võetud 20 min peale lõhkamist
Laboratoorne töö nr	1758	1759
orto-fosfaat μmol P/l	0,47	0,68
Nitraat + nitrit μmol N/l	2,2	2,12
Nitrit μmol N/l	0,31	0,13
Nitraat* μmol N/l	1,88	1,99
Silikaat μmol Si/l	13,93	12,99
Üldfosfor μmol P/l	0,63	0,76
Üldlämmastik μmol N/l	25,28	20,51

Lisa 1 järg



Joonis 9. Veesamba vertikaalprofiil lõhkamine (17.19.2019) 27 min. hiljem (Allikas: EMI keemialabor)

Lisa 2. Paikvaatluste seireandmed

Tabel 8. Lõhkamine 1 andmed

Kirjeldatavad andmed	Lõhkamine nr 1
Asukoht	Saaremaa, Mõntu.
GPS koordinaadid	N57°055'22,2'' , E022°010'61,5''
Ilmastikutingimused	Pilvine, päikesepaisteline.
Välis temperatuur (°C)	13
Tuul (m/s)	5
Lainekõrgus (m)	1-2
Sügavus (m)	12
Lõhkamise aeg	13:00
Veesamba pinnapealne efekt	Kõrge veesamba välja paiskumine.
Lööklaine	Ei mõõdetud. Paadis olles füüsiliselt tuntav.
Fragmentatsioon	Ei mõõdetud.
Mõju ulatus	Põhjasette laik veepinnal peale plahvatust hinnanguliselt 50m läbimõõduga, sette värvus sinakas-must (Lisa 3, Joonis 20).
Pöörduv või pöördumatu mõju	Pöörduv mõju veekeskkonnale, pöördumatu mõju elusloodusele.
Lühi- või pikaajaline mõju	Pikaajaline mõju merepõhjale lõhkamiskoha epitsentris ja selle lähiümbruses.
Lämmastiku eraldumine	Lämmastiku kontsentratsiooni tõus peale lõhkamist.
Mõju eluta loodusele	Kraater lõhkamiskoha epitsentris.
Mõju elusloodusele	Uimastatud, rebenenud ja surnud kalu on veepinnal näha hinnanguliselt kuni 150-200 m kaugusel lõhkamiskoha epitsentrist.
Leevendusmeede (peletamine)	Ei rakendatud.

Lisa 2 järg

Tabel 9. Lõhkamine 2 andmed

Kirjeldatavad andmed	Lõhkamine nr 2
Asukoht	Saaremaa, Mõntu.
GPS koordinaadid	N57°055'22,2`` , E022°010'61,5``
Ilmastikutingimused	Pilvine, päikesepaisteline.
Välis temperatuur (°C)	13
Tuul (m/s)	5
Lainekõrgus (m)	1-2
Sügavus (m)	12
Lõhkamise aeg	13:45
Veesamba pinnapealne efekt	Kõrge veesamba välja paiskumine.
Lööklaine	Ei mõõdetud. Paadis olles füüsiliselt tuntav.
Fragmentatsioon	Ei mõõdetud.
Mõju ulatus	Põhjasette laik veepinnal peale plahvatust hinnanguliselt 100m läbimõõduga, sette värvus beež (Lisa 3, Joonis 21).
Pöörduv või pöördumatu mõju	Pöörduv mõju veekeskkonnale, pöördumatu mõju elusloodusele.
Lühi- või pikaajaline mõju	Pikaajaline mõju merepõhjale lõhkamiskoha epitsentris ja selle lähiümbruses.
Lämmastiku eraldumine	Lämmastiku kontsentratsiooni tõus peale lõhkamist.
Mõju eluta loodusele	Kraater lõhkamiskoha epitsentris.
Mõju elusloodusele	Uimastatud, rebenenud ja surnud kalu on veepinnal näha hinnanguliselt kuni 200 m kaugusel lõhkamiskoha epitsentrist.
Leevendusmeede (peletamine)	Ei rakendatud.

Lisa 2 järg

Tabel 10. Lõhkamine 3 andmed

Kirjeldatavad andmed	Lõhkamine nr 3
Asukoht	Saaremaa, Mõntu.
GPS koordinaadid	N57°055'22,2`` , E022°010'61,5``
Ilmastikutingimused	Pilvine, päikesepaisteline.
Välis temperatuur (°C)	13
Tuul (m/s)	5
Lainekõrgus (m)	1-2
Sügavus (m)	12
Lõhkamise aeg	14:30
Veesamba pinnapealne efekt	Kõrge veesamba välja paiskumine.
Lööklaine	Ei mõõdetud. Paadis olles füüsiliselt tuntav.
Fragmentatsioon	Ei mõõdetud.
Mõju ulatus	Põhjasette laik veepinnal peale plahvatust hinnanguliselt 75 m läbimõõduga, sette värvus beež.
Pöörduv või pöördumatu mõju	Pöörduv mõju veekeskkonnale, pöördumatu mõju elusloodusele.
Lühi- või pikaajaline mõju	Pikaajaline mõju merepõhjale lõhkamiskoha epitsentris ja selle lähiümbruses.
Lämmastiku eraldumine	Lämmastiku kontsentratsiooni tõus peale lõhkamist.
Mõju eluta loodusele	Kraater lõhkamiskoha epitsentris.
Mõju elusloodusele	Uimastatud, rebenenud ja surnud kalu on veepinnal näha hinnanguliselt kuni 200 m kaugusel lõhkamiskoha epitsentrist.
Leevendusmeede (peletamine)	Ei rakendatud.

Lisa 2 järg

Tabel 11. Lõhkamine 4 andmed

Kirjeldatavad andmed	Lõhkamine nr 4
Asukoht	Kopli laht.
GPS koordinaadid	N59°29'12,7" , E024°37'44,9"
Ilmastikutingimused	Sombune, vihm.
Välitemperatuur (°C)	8
Tuul (m/s)	9
Lainekõrgus (m)	2-4
Sügavus (m)	31
Lõhkamise aeg	13:30
Veesamba pinnapealne efekt	Madal kavitatsioon ja veesamba välja paiskumine.
Lööklaine	Ei mõõdetud. Paadis olles füüsiliselt tuntav.
Fragmentatsioon	Ei mõõdetud.
Mõju ulatus	Põhjasette laik veepinnal peale plahvatust hinnanguliselt 75 m läbimõõduga, sette värvus beež. Põhjasette laik veepinnal 10 minutit peale plahvatust hinnanguliselt 100m läbimõõduga. Veepinnal oleva laigu triiv vastutuult hinnanguliselt 200-300 m 30 minutit peale lõhkamist (Lisa 1, Joonis 9).
Pöörduv või pöördumatu mõju	Pöörduv mõju veekeskkonnale, pöördumatu mõju elusloodusele.
Lühi- või pikaajaline mõju	Pikaajaline mõju merepõhjale lõhkamiskoha epitsentris ja selle lähiümbruses.
Lämmastiku eraldumine	Lämmastiku kontsentratsiooni tõus peale lõhkamist.
Mõju eluta loodusele	Kraater lõhkamiskoha epitsentris.
Mõju elusloodusele	Uimastatud, rebenenud ja surnud kalu on veepinnal näha hinnanguliselt kuni 300 m kaugusel lõhkamiskoha epitsentrist.
Leevendusmeede (peletamine)	Ei rakendatud.

Lisa 3. Paikvaatluste joonised



Joonis 10. EMI mõõtmised 17.10.2019 (autori erakogu)



Joonis 11. EMI vee nähtavuse mõõtmine 17.10.2019 (autori erakogu)

Lisa 3 järg



Joonis 12. EMI veeproovide võtt 17.10.2019 (autori erakogu)



Joonis 13. Mereväe miinijahtija Admiral Cowan 17.10.2019 operatsiooni juhtimiskeskus (autori erakogu)

Lisa 3 järg



Joonis 14. Plahvatuse mõju 17.10.2019 (autori erakogu)

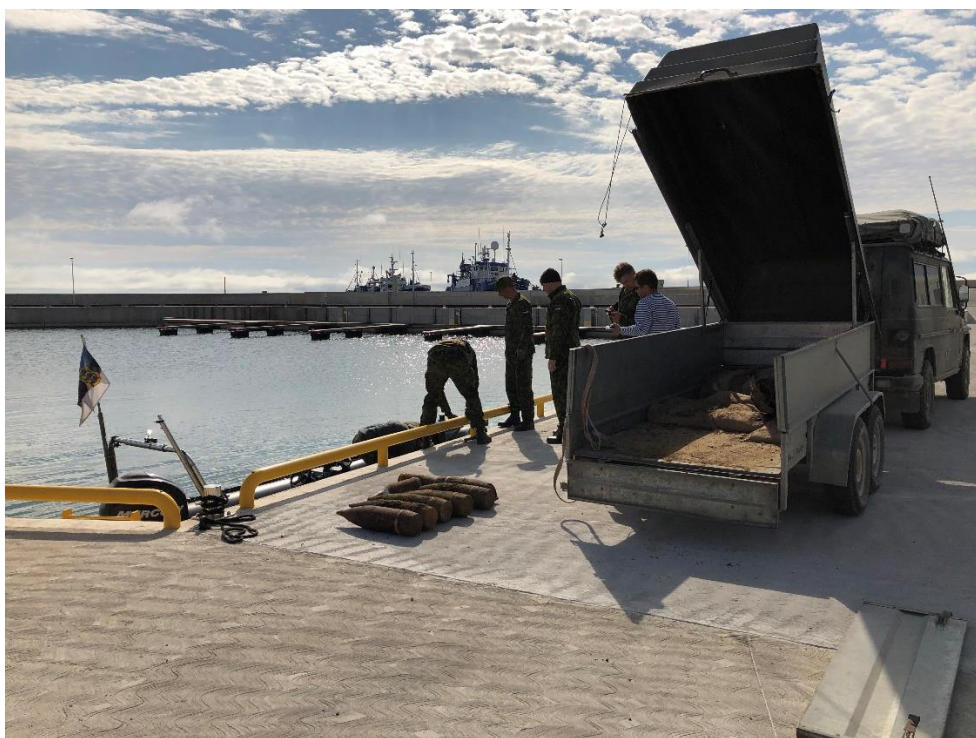


Joonis 15. Meriristid (ld. *Aurelia aurita*) veepinnal peale plahvatust 17.10.2019 (autori erakogu)

Lisa 3 järg



Joonis 16. Räimed veepinnal peale plahvatust 17.10.2019 (autori erakogu)



Joonis 17. Kaitseväge EOD andmas Mereväe Tuukrigrupile üle veeall hävitatavad lõhkekehad 24.05.2019 (autori erakogu)

Lisa 3 järg



Joonis 18. Hävitatavad lõhkekehad 24.05.2019 (Allikas: G.Martin)



Joonis 19. Peale plahvatust veepinnal nähtavad kemikaalid 24.05.2019 (autori erakogu)

Lisa 3 järg



Joonis 20. Plahvatuse mõju 24.05.2019 (autori erakogu)



Joonis 21. Plahvatuse mõju 24.05.2019 (autori erakogu)

Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendaja kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Mina, Oliver Ventsel,

sünniaeg 31.05.1976,

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda koostatud lõputöö „Lõhkematerjali plahvatuse mõju Läänemere keskkonnaseisundile“, mille juhendajad on Georg Martin ja Tiiu Kull,

1.1 salvestamiseks säilitamise eesmärgil,

1.2 digiarhiivi DSpace lisamiseks ja

1.3 veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor /allkirjastatud digitaalselt/

Tartu, 14.05.2020

Juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

Georg Martin /allkirjastatud digitaalselt/

(juhendaja nimi ja allkiri)

05.2020

(kuupäev)

Tiiu Kull /allkirjastatud digitaalselt/

(juhendaja nimi ja allkiri)

05.2020

(kuupäev)